

DETECCIÓN Y MONITOREO DE AGENTES DE RIESGO QUÍMICO Y BIOLÓGICO

Estela Mónica López Sardi, Beatriz García, Ricardo Picicelli, Yanina Reynoso.

EST, Facultad del Ejército, UNDEF.

mlopezsardi@gmail.com

El ambiente sufre los impactos ocasionados por la presencia de distintos agentes contaminantes de naturaleza química o biológica que pueden tener distinto origen: desde las emisiones causadas por fenómenos naturales como las erupciones volcánicas hasta los vinculados con acciones de guerra química, biológica y nuclear. Entre estos dos extremos encontramos una amplia gama de sustancias contaminantes vinculadas a la actividad antrópica, los residuos sólidos urbanos y los distintos tipos de emisiones y vertidos derivados de la actividad económica e industrial. La detección temprana de contaminantes y el monitoreo y seguimiento de su concentración y potenciales impactos constituyen herramientas clave, tanto en la evaluación ambiental como en estudios de higiene y seguridad y aquellos vinculados a la salud pública. El presente proyecto de investigación está centrado en la aplicación y optimización de metodologías de evaluación de contaminantes ambientales mediante técnicas analíticas y la posterior expresión en términos de indicadores ambientales. Debido al elevado grado de transporte e interacción de los cursos de agua en los distintos entornos naturales, industriales y urbanos, hemos centrado la mirada de esta primera parte del proyecto en los índices de calidad del agua (ICA o WQI por su sigla en inglés).

Palabras clave: agentes contaminantes, monitoreo y detección, indicadores ambientales, índices de calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

La actividad económica mundial ha superado la resiliencia natural de los recursos hídricos. Así, el agua se ha transformado en un bien cada vez más escaso y de mayor valor. Los recursos ambientales como el agua, adquieren cada vez más el estatus de bienes económicos por razón de su escasez. Según las tendencias de la economía ambiental, cada vez se realizan mayores intentos para incorporar el medio ambiente a los valores de mercado. De acuerdo a las escuelas neoclásicas, esto se lograría mediante la *internalización de las externalidades*, al adjudicarles un valor económico. Todos los efectos involuntarios de una determinada actividad económica sobre el bienestar general

de la sociedad, el ambiente o las demás empresas se denominan externalidades. Si estos efectos son beneficiosos, se las considera externalidades positivas y no causan preocupación. Si los efectos son perjudiciales, se las considera externalidades negativas, costos privados que generalmente son pagados por la sociedad en general. La *internalización de las externalidades* consiste en adjudicar un valor monetario al medio ambiente, el que pasa a tener un precio o un derecho de propiedad. Arthur Cecil Pigou, en *The economics of welfare* (1920), propone al Estado como el árbitro encargado de reglamentar y disciplinar estos efectos externos. Otra escuela radicalmente opuesta, es la de Ronald Coase, integrante de la Escuela de Chicago (1960), de tendencia liberal y que preconiza que las externalidades deben ser resueltas entre las partes privadas involucradas sin intervención del estado. Si el recurso pertenece al contaminado, el contaminador debe pagar por contaminar; si el recurso pertenece al contaminador, el contaminado es el que debe pagar para compensar las pérdidas económicas del contaminador debidas al no uso del recurso. Existen también otros enfoques sobre este problema. La economía ecológica valoriza el ambiente desde la mirada de la naturaleza: de los ciclos biológicos, geológicos, químicos y el intercambio de energía. Entiende a la sostenibilidad como la capacidad de la humanidad de vivir dentro de los límites que nos fija el ambiente, y enfoca los procesos económicos desde el punto de vista del metabolismo social. Se propone un modelo del proceso productivo como si se analizara a un organismo vivo, con entradas de materia, energía e información provenientes del ambiente y los recursos, y salidas desde el proceso hacia el ambiente. La economía ecológica procura mantener un equilibrio entre la población, los recursos finitos y cada vez más escasos y el ambiente, como propuesta para lograr una supervivencia de nuestras culturas que cumpla con el principio de sostenibilidad. La economía ecológica constituye un contrapunto a la economía ambiental al contabilizar el patrimonio natural en unos términos que no son necesariamente los del dinero.

Para poder calcular el valor de los activos ambientales, se recurre cada vez más a distintos indicadores biofísicos de sustentabilidad, que expresan sus medidas en unidades no monetarias, tales como hectáreas, m³, Joules, toneladas, etc. Entre los más difundidos podemos citar la huella ecológica, la huella de carbono, el agua virtual y la huella hídrica.

LOS INDICADORES DEL AGUA: AGUA VIRTUAL Y HUELLA HÍDRICA

En un contexto mundial en el cual, según los datos de UNICEF, el 65% de la población mundial carece de acceso al agua potable o adecuadamente tratada, la comunidad académica respondió con los conceptos de agua virtual y huella hídrica.

El concepto de agua virtual (AV), desarrollado en 1993 por el Profesor John Anthony Allan, de la Universidad de Londres, se define como la cantidad de agua requerida para producción de los bienes agrícolas o industriales. En 2002, el Profesor Arjen Hoekstra, de UNESCO-IHE Delft Institute for Water Education, introdujo el más amplio concepto de huella hídrica (HH) como un indicador para evaluar el uso del agua. Este concepto se refinó y se establecieron métodos de contabilidad para su determinación. La huella hídrica establece el volumen total de agua consumida, evaporada o contaminada durante la producción de bienes y servicios por parte de una empresa u organización, o durante las actividades desarrolladas por un individuo, familia, comunidad o nación. Incluye la producción, transformación, comercialización y consumo de los productos. El cálculo se realiza en m^3/kg para la producción de bienes y en $m^3/año$ para el consumo por parte de individuos o comunidades. La diferencia entre agua virtual y huella hídrica, es que al calcular la segunda, se clasifican las fuentes de agua utilizadas en agua azul (volumen de agua dulce utilizada), agua verde (volumen de agua evaporada) y agua gris (volumen de agua contaminada). También se debe tener en cuenta que la huella hídrica de una región o estado se realiza teniendo en cuenta en el balance la importación y la exportación de agua virtual (AV):

$$HH \text{ Regional} = \text{Consumo doméstico} + AV \text{ exportada} - AV \text{ importada}$$

El país con mayor HH a nivel mundial es USA con 2.483 m^3 anuales per cápita, y el de menor HH es china con 700 m^3 anuales per cápita. Este balance, surgido de la diferencia exportación – importación, supone un deterioro de los recursos de los países exportadores y un importante ahorro de agua en los países importadores. Se estima que el 15% de agua consumida en el mundo está destinada a ser exportada como agua virtual. Un 67% del agua virtual exportada por el conjunto de naciones, está relacionado con el comercio internacional de cultivos, 23 % con el comercio internacional de ganado y un 10 % está vinculado a la producción industrial. La Argentina se encuentra en el cuarto lugar dentro de la lista de países exportadores de AV, superado sólo por E.E.U.U., Canadá y Tailandia. Brasil aparece en el décimo lugar de este ranking.

Datos del INTA indican que, sólo en materia de granos, exportamos 46.000 millones de m³ de agua anuales e importamos 3.100 millones.

LOS ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA

La Comisión de Desarrollo Sustentable de las Naciones Unidas impulsa desde 1995, la creación de programas de trabajo para el desarrollo de Índices de Calidad Ambiental. Para los distintos factores que componen el ambiente (suelo, aire, agua, factores bióticos, antrópicos, sociales, culturales y otros) es posible realizar acciones de monitoreo que arrojan una serie de valores independientes. Estos indicadores nos permiten medir o evaluar un aspecto definido de un sistema por vez. Los índices de calidad ambiental tienen por objetivo condensar de forma sencilla, clara y comprensible, la realidad definida por una serie de indicadores individuales, dentro de una única expresión, para interpretar esos valores en su conjunto y así poder dar un diagnóstico sobre la evolución de la calidad del factor ambiental bajo estudio. Los índices de calidad son combinaciones matemáticas y algorítmicas que arrojan un valor único a partir de los múltiples parámetros experimentalmente analizados. Estos índices permiten realizar estudios del impacto ambiental de las actividades de organizaciones y/o particulares, en base a una evaluación más rigurosa, de carácter menos subjetivo que las matrices de Leopold empleadas tradicionalmente en la realización de Evaluaciones de Impacto Ambiental. Según la norma ISO 14031:99 los indicadores ambientales se dividen en indicadores de desempeño ambiental e indicadores de condición ambiental. En el primer caso se mide el desempeño ambiental de una organización, en el segundo se realiza un diagnóstico del estado del ambiente como consecuencia de los impactos resultantes de las actividades de las organizaciones y la sociedad en general.

En el caso particular del agua, el uso de indicadores se remonta al año 1970, con la aparición del primer y más difundido índice de calidad del agua, el WQI-NSF, desarrollado por Brown et al. en 1970 para la Fundación de Sanidad Nacional de los Estados Unidos (NSF), con el objetivo comparar la calidad de distintos ríos sitios en lugares distantes del país. En nuestro medio se lo conoce como ICA Brown.

Para su creación se utilizó el método Delphi de la Corporación Rand. El nombre del método, basado en el oráculo de Delfos, nos habla de una metodología de investigación multidisciplinar para la realización de pronósticos y predicciones. Así, un conjunto de 142 expertos analizó la pertinencia de un conjunto de 35 variables asociadas a la calidad del agua, calificando a cada una de “incluida”, “no incluida” o “indecisa”. Las variables

seleccionadas debían ser calificadas de 1 a 5 (siendo 1 el valor más importante). (Ott, 1978; Brown et al, 1970). Los resultados del sondeo se redistribuyeron entre los expertos, quienes debieron volver a elegir los parámetros, hasta que la lista quedó reducida a nueve de ellos, a saber: oxígeno disuelto, DBO5, coliformes fecales, pH, nitratos, fosfatos, desviación de la temperatura, turbidez y sólidos totales. Luego se asignó un peso específico (w_i) a cada uno de estos parámetros, utilizando el mismo método. Finalmente el índice se calcula como una suma ponderada, de acuerdo a la ecuación:

$$WQI = \sum Q_i * w_i$$

Su puntaje oscila entre 0 y 100, siendo 100 la puntuación máxima. Según el puntaje, el NSF-WQI determina el estado del cuerpo de agua en cinco categorías, a saber, excelente (91 a 100), bueno (71 a 90), medio (51 a 70), malo (26 a 50) y muy malo (0 a 25). A la fecha este indicador sigue siendo el más utilizado, dado que la gran difusión que ha tenido a nivel mundial permite la realización de comparación de calidad entre cursos de agua en distintos puntos del planeta. Los parámetros que lo constituyen forman parte de la mayoría de otros índices desarrollados con posterioridad.

Además de los índices de calidad del agua como el WQI-NSF, se han formulado otros que son de uso local, atendiendo a los requerimientos particulares de un recurso o región. Algunos ejemplos son el ISQA (índice simplificado de calidad del agua para las cuencas de Cataluña), el ICA de Montoya y Contreras, para el estado de Jalisco (México) o el ICA de Dinius, para establecer la calidad del agua en relación al consumo humano. Otros índices de calidad del agua permiten la comparación de los valores obtenidos con los valores límite admitidos en la legislación local. Este sería el caso del índice desarrollado por el Consejo de Ministros del Ambiente en Canadá o por la Compañía Tecnológica de Saneamiento Ambiental en Brasil.

OBJETIVOS DEL PROYECTO

Objetivos generales

- Definir teórica y conceptualmente un sistema de indicadores así como los índices o indicadores sintéticos de calidad ambiental que permitan establecer el nivel de impacto ambiental de las actividades antrópicas sobre un ecosistema.

- Desarrollar criterios de selección que permitan establecer los indicadores a medir y los índices a calcular adecuados a la situación o características de un recurso o ecosistema en particular.

Objetivos específicos

- Descripción y puesta a punto experimental de las técnicas de laboratorio, muestreo y análisis *in situ* que es necesario realizar para obtener los valores de los indicadores seleccionados para el cálculo de los índices.
- Ejemplificar la aplicabilidad de los indicadores e índices mediante la realización de estudios de caso: toma de muestras en locaciones seleccionadas, análisis, cálculo de los índices, diagnóstico del recurso. Para las etapas de muestreo y trabajo de campo se seleccionarán locaciones ubicadas en el área de la cuenca del Río Reconquista.

RESULTADOS

En función de la investigación realizada hasta el momento se han seleccionado una serie de indicadores e índices que aplicados en forma conjunta o individual, según las necesidades del estudio, permiten definir la calidad del agua analizada y sus potenciales usos. En la segunda etapa realizaremos trabajo de campo y aplicaremos la metodología para la evaluación de la calidad ambiental del agua. De acuerdo a la normativa de la Secretaría de Recursos Hídricos del Ministerio del Interior del año 2003, existe en el ámbito nacional una serie de criterios de decisión para los valores de los parámetros asociados a cada uso del agua. Los posibles usos del agua, según el mismo documento, se detallan en la Tabla 1:

Tabla 1: Usos del agua.

CATEGORÍA	USO: AGUA APTA PARA...
I	Consumo humano tras tratamiento convencional.
II	Actividades recreativas con contacto directo (primario).
III	Actividades recreativas sin contacto directo (secundario).
IV	Actividades recreativas pasivas (disfrute estético).
V	Preservación de la vida acuática tras exposición prolongada.
VI	Preservación de la vida acuática sin exposición prolongada.

Los valores límite admitidos para los principales parámetros de acuerdo a los diferentes usos, se enumeran en la Tabla 2:

Tabla 2: Valores asociados a cada categoría de uso.

	I	II	III	IV	V	VI
DO (mg/L)	>4	>5	>5	>2	>5	>3
BOD5 (mg/L)	<5	<3	<10	<15	<3	<10
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<10	<10	<10	SR*	SR*	SR*
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SR*	<1	<1	<5	<10	<100
Cr ^{6*} (µg/L)	<50	<50	SR*	SR*	<2	<20
As (µg/L)	<50	<50	SR*	SR*	<150	<340
pH	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	4-10.5
Temp°C	NR	15-35	15-35	<35	ΔT<3	ΔT<3
CF (MPN/100 mL)	<2000	<200	<20000	SR*	SR*	SR*

*NR Sin restricción

Proponemos la aplicación de varias metodologías de valoración de la calidad del agua en forma simultánea, ya que de esta forma se toman en consideración múltiples aspectos relacionados con el ambiente y las posibilidades de uso del recurso:

WQI-NSF: Este indicador (descrito anteriormente) está integrado por los principales parámetros químicos, físico-químicos y microbiológicos asociados al agua. Su importancia radica en la universalidad de su aplicación lo que permite realizar comparaciones con recursos de otros lugares del planeta, o con el mismo recurso siguiendo una línea espacial o temporal.

En relación con la salud pública, los coliformes fecales son aceptados internacionalmente como bacterias indicadoras, porque son más fáciles de medir que otros patógenos y muy abundantes en materia fecal, lo que aumenta la probabilidad de su detección.

El arsénico y el cromo hexavalente son otros contaminantes importantes a considerar al estudiar la calidad del agua en relación con la salud humana. El análisis de los niveles de arsénico en Argentina es importante porque su frecuente presencia es responsable del hidroarsenismo regional endémico crónico (HACRE). En muchas regiones del país, incluidas ciertas áreas de Buenos Aires, la concentración de arsénico excede el nivel de 10 µg / L admitido por la Organización Mundial de la Salud (Litter, 2010). El alto grado de industrialización a lo largo de la costa del Río de la Plata genera un aporte de cromo hexavalente (Licursi y Gómez

2013). De acuerdo con Rocchetta et al. (2007), este contaminante también está presente en las aguas del Riachuelo y la descarga principal proviene de la industria del curtido. Ciertos compuestos hexavalentes de cromo son cancerígenos en humanos. Puede causar una amplia gama de otros efectos a la salud como reacciones alérgicas, úlceras, daño hepático, convulsiones o incluso la muerte. (Pellerin y Booker, 2000).

La fotosíntesis es posible solo dentro de una capa delgada de aguas superficiales en la que al menos el 1% de la radiación fotosintéticamente activa puede penetrar. Esta zona se conoce como profundidad eufótica. Una forma sencilla de evaluar la penetración de la luz en el agua es mediante el uso de un disco Secchi (Padial y Thomas 2008; Luhtala et al., 2013). El agua absorbe o dispersa la luz debido a diferentes factores como el color del agua, la presencia de fitoplancton y la presencia de materiales erosivos suspendidos (Lee et al, 1995). La profundidad óptima de Secchi para peces en lagos y lagunas varía en relación con las especies de peces y las causas de la turbidez. Según Bhatnagar y Devi (2013), un rango de 30 a 80 cm es bueno para la salud de los peces. La baja transparencia del agua causa estrés en los peces. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) (2005) recomienda un rango de 40 a 60 cm. Un valor inferior a 40 cm indica la presencia de una cantidad de plancton que pone en peligro la supervivencia de los peces durante la noche cuando no hay producción de oxígeno debido a la fotosíntesis, pero la respiración del plancton aumenta el consumo. Una transparencia superior a 60 cm indica bajas cantidades de plancton y es posible que los peces no tengan suficiente alimento natural.

Finalmente, decidimos incorporar un bioindicador a nuestra batería de estudios y ensayos. La metodología de uso de bioindicadores permite establecer el efecto sobre los seres vivos, de la acción combinada de la mezcla de contaminantes presentes en un curso de agua. El test de *Allium cepa* es de utilidad para conducir investigaciones sobre aguas, ya sean de consumo humano, de depósitos municipales, aguas superficiales o subterráneas, efluentes cloacales u otras. Cuando un bulbo de la variedad de cebolla *Allium sp.* se rehidrata se produce una estimulación del crecimiento de las células, lo cual permite la elongación de las raíces de la planta. Sin embargo, cuando la hidratación se lleva a cabo en presencia de sustancias tóxicas, la división celular de los meristemos radiculares puede inhibirse, ya sea

retardando el proceso de mitosis o destruyendo las células. Este tipo de alteraciones generalmente impide el crecimiento normal de la raíz, y por tanto su elongación. El efecto puede determinarse en forma indirecta, mediante la comparación de la elongación de las raíces de los bulbos expuestos al compuesto tóxico contra la de bulbos no expuestos. La cuantificación del efecto se realiza estableciendo el porcentaje de inhibición del crecimiento (%IC) de las raíces expuestas al tóxico respecto a la longitud promedio de las raíces del control. (Díaz Báez et al.; 2004). La incidencia tóxica sobre el ciclo celular es posible establecerla en forma directa mediante el Índice Mitótico, IM, que representa la relación de células en división mitótica en la muestra respecto del blanco o control. La importancia del *Allium cepa* test radica en que es un excelente modelo de ensayo in vivo, donde es posible evaluar el daño producido por una sustancia o solución de interés sobre el crecimiento de las raíces y sobre el ADN vegetal. Es ventajoso el uso del *Allium cepa* test por emplearse como indicador una planta vascular, que permite configurar un modelo excelente para realizar ensayos sobre sustancias contaminantes, mutagénicas o cancerígenas cuyos datos pueden ser extrapolados a toda la biodiversidad de plantas y animales. (Bosio Tedesco et al., 2012).

CONCLUSIÓN

El estudio de la calidad del agua requiere un punto de vista amplio, determinado por la aplicación simultánea de diversas metodologías, que permita la detección de contaminantes de origen físico, químico y biológico así como la evaluación de sus efectos combinados sobre los seres vivos. De este modo se hace posible identificar, cuantificar y realizar el seguimiento de riesgos potenciales o reales sobre los diferentes componentes ambientales, sobre la salud pública y la seguridad de las personas. El control de la calidad ambiental también es importante para desarrollar estrategias que permitan evitar el deterioro de los servicios ecosistémicos que nos brindan los recursos naturales. Los responsables políticos del área ambiental deberían considerar incluir el monitoreo, la mejora y el mantenimiento de la calidad de los factores ambientales en las políticas públicas para facilitar el desarrollo sustentable, que es una responsabilidad del presente para con las generaciones futuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Alexakis, D., Tsihrintzis, V. A., Tsakiris, G., & Gikas, G. D. (2016). Suitability of water quality indices for application in lakes in the Mediterranean. *Water resources management*, 30(5), 1621-1633.
- Bhatnagar, A., & Devi, P. (2013). Water quality guidelines for the management of pond fish culture. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(6), 1980.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301.
- Bosio Tedesco Solange and Haywood Dail Laughinghouse IV (2012). Cebolla Allium cepa, *Environmental Contamination*, Dr. Jatin Srivastava (Ed.), ISBN: 978-953-51-0120-8, InTech,
- Carpintero, O. (2006). *La bio – economía de Georgescu – Roegen*. Obtenido el 6 de junio de 2013 de <http://www.lcc.uma.es/~ppgg/libros/ocarpintero.html>
- Colombo, J. C., Pelletier, E., Brochu, C., Khalil, M., & Catoggio, J. A. (1989). Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata estuary, Argentina. *Environmental Science & Technology*, 23(7), 888-894.
- Díaz Báez, M. C.; Ronco, A. y Pica granados, Y., (2004), *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. G. Castillo (Ed.). IDRC, IMTA, Canadá.
- Faggi, A., Breuste, J., Melignani, E., & Johnson, B. G. (2015). Estado y percepción de los servicios ecosistémicos de las riberas del Matanza-Riachuelo. *European Scientific Journal*, ESJ, 11(10). Accessed 13 March 2018.
- Food and Agricultural Organization of the United Nations. (2005). *Mejora de la calidad de agua en los estanques*. Accessed 13 March 2018. http://www.fao.org/fishery/static/FAO_Training/FAO_Training/General/x6709s/x6709s02.htm
- González Castelain, J. (2013). *Ecohidrología: el agua y los procesos ecosistémicos*. <https://www.unicen.edu.ar/content/ecohidrolog%C3%AD-el-agua-y-los-procesos-ecosist%C3%A9micos> Accessed 10 March 2018.
- Griffith, J. F., Weisberg, S. B., Arnold, B. F., Cao, Y., Schiff, K. C., & Colford Jr, J. M. (2016). Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches. *Water research*, 94, 371-381.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.
- Hoekstra, A. Y.; Hung, P. Q. (2002). *Virtual water trade. A quantification of virtual waters flows between nations in relation to international crop trade*. Obtenido el 11 de junio de 2013 de <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report11.pdf>
- Keeler, B. L., Polasky, S., Brauman, K. A., Johnson, K. A., Finlay, J. C., O'Neill, A., ... & Dalzell, B. (2012). Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(45), 18619-18624.

- Lee, G. F., Jones-Lee, A., & Rast, W. (1995). Secchi Depth as a Water Quality Parameter. *Report of G. Fred Lee & Associates*. <http://www.gfredlee.com/secchi.html> Accessed 22 November 2017.
- Licursi, M., & Gomez, N. (2013). Short-term toxicity of hexavalent-chromium to epipsammic diatoms of a microtidal estuary (Río de la Plata): Responses from the individual cell to the community structure. *Aquatic toxicology*, 134, 82-91.
- Litter, M.I. (2010). The problem of Arsenic in Argentina. *Revista SAEGRE - Volumen XVII*, 5-10. Accessed 15 March 2018. http://www.saegre.org.ar/revista/numeros/2010/n2/actualizacion_n2.pdf
- Luhtala, H., & Tolvanen, H. (2013). Optimizing the use of secchi depth as a proxy for euphotic depth in coastal waters: An empirical study from the Baltic Sea. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2(4), 1153-1168.
- Martínez Alier, J. (1998). Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental N° 1. *Curso de Economía Ecológica*. Red de Información Ambiental. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina Regional para América Latina y el Caribe.
- Ministerio del Interior, obras públicas y vivienda. Presidencia de la Nación. Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2003). Anexo: Criterios utilizados para la definición de los valores asociados a cada zona de uso. Accessed 22 July 2017. <http://www.acumar.gov.ar/ACUsentencias/CausaMendoza/2009abril/060409e/AnexoIIusos060409.pdf>
- Padial, A. A., & Thomaz, S. M. (2008). Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth: empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. *Limnology*, 9(2), 143-151.
- Pellerin, C., & Booker, S. M. (2000). Reflections on hexavalent chromium: health hazards of an industrial heavyweight. *Environmental health perspectives*, 108(9), A402.
- Pérez Rincón, M.A. (2009). *Indicadores biofísicos de sustentabilidad. Sesión 4*. Obtenido el 7 de junio de 2013 de [HTTP://WWW.PUMA.UNAM.MX/DOC/TALLER03-INDICADORES-BIOFISICOS.PDF](http://www.puma.unam.mx/doc/taller03-indicadores-biofisicos.pdf)
- Poonam, T., Tanushree, B., & Sukalyan, C. (2013). Water quality indices-important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in chemistry*, 1(1), 15-28.
- Quiroga, A. (2012). *Huella hídrica: eficiencia en el uso del agua*. Obtenido el 15 de marzo de 2013 de <http://intainforma.inta.gov.ar/?p=12694>
- Rocchetta, I., Leonardi, P. I., Amado Filho, G. M., del Carmen Ríos de Molina, M., & Conforti, V. (2007). Ultrastructure and X-ray microanalysis of *Euglena gracilis* (Euglenophyta) under chromium stress. *Phycologia*, 46(3), 300-306.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34-38.
- WHO (2003). *Healthy recreational waters*. <http://www.who.int/features/2003/10/en/> Accessed 02 December 2017.