

EUTROFIZACIÓN EN LAS LAGUNAS PAMPEANAS. EFECTOS SECUNDARIOS SOBRE LOS PECES

A. J. MARIÑELARENA⁽¹⁾ Y S. E. GÓMEZ⁽²⁾

⁽¹⁾Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet»
alemar@ilpla.edu.ar

⁽²⁾Museo Argentino de Ciencias Naturales (MACN)
sgomez@macn.gov.ar

ABSTRACT. Many shallow lakes (lagunas) in Buenos Aires Province receive (municipal or industrial) wastewaters and (urban or agricultural) runoffs. Organic matter and nutrients additions increase the metabolism and biomass of the community (eutrophication). This process leads to changes in community structure (species replacement) and loss of aesthetic value. As secondary effects, the photosynthetic and respiratory activities of the planktonic community produce wide daily shifts in O₂ and CO₂ concentrations and pH values. Temperature and pH determine the ionic status and toxicity of certain compounds like ammonium nitrogen and hydrogen sulfide. Under special environmental conditions these factors may cause massive fish kills, quite difficult to explain some hours or days later, when the system drawback to its normal condition. Many of these phenomena could be measured in Lobos pond, Buenos Aires.

Keywords: Eutrophication, fish, fish kills, pH.

Palabras Clave: Eutrofización, peces, mortandades, pH.

INTRODUCCIÓN

Muchas lagunas pampeanas reciben productos de la actividad humana en forma de residuos líquidos. Estos provienen de centros urbanos (líquidos cloacales, escorrentías pluviales), de instalaciones industriales (efluentes) o de actividades agropecuarias, producto del lavado de suelos por lluvias y/o riego.

Los líquidos domiciliarios colectados por sistemas centralizados (redes cloacales), en algunos casos se vuelcan sin ningún tratamiento. En otros, donde hay una planta depuradora en funcionamiento, reciben un tratamiento primario (sedimentación) y, en el mejor de los casos, secundario (remoción de materia orgánica). Las tecnologías convencionales de tratamiento aplicadas en nuestra región, no tienen capacidad para sustraer nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Los líquidos de las construcciones ribereñas, llegan al cuerpo de agua por conductos clandestinos de vuelco directo o filtrados a través del suelo desde los pozos absorbentes.

Las escorrentías pluviales nunca son tratadas y representan pulsos cortos, con grandes volúmenes y cargas de los más

variados contaminantes.

El tratamiento de los residuos industriales, no siempre se hace con tecnologías adecuadas y por tanto, muchas veces exceden las concentraciones máximas exigidas por la reglamentación de vuelco. En muchos casos se vuelcan incluidos en los desagües cloacales, para lo cual las exigencias de calidad son menos estrictas.

Los residuos agroindustriales suelen ser aportes muy dispersos, no puntuales, difíciles de identificar y que arrastran pesticidas y fertilizantes.

MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

Todos estos ingresos aportan materia orgánica y nutrientes a los cuerpos de agua, en forma particulada y disuelta, lo que acelera el proceso de eutrofización. Las consecuencias directas son los incrementos del consumo de oxígeno disuelto y de la productividad primaria. De acuerdo a la magnitud y la duración del aporte, en relación con el tamaño del cuerpo de agua, los efectos serán más o menos evidentes.

En el agua libre la materia orgánica disuelta es mineralizada por las bacterias,

con un consecuente consumo de oxígeno que podrá ser compensado por el equilibrio con la atmósfera o se producirán eventos de anoxia. Los nutrientes son reciclados por las comunidades bacteriana y algal, cuya productividad generará un ligero cambio de coloración del agua por incremento de la concentración de pigmentos fotosintéticos (clorofilas), o desarrollos masivos de «floraciones» algales. La biomasa generada en estas floraciones, en algún momento muere y entra en el ciclo de la descomposición de la materia orgánica, con consumo de oxígeno disuelto y liberación de nutrientes. Si las células poseen órganos de flotación (muchas Cianobacterias), la biomasa es concentrada por el viento contra la costa donde se descompone. En otros casos se hunde y desaparece de la vista, aunque el proceso de demanda de oxígeno y liberación de nutrientes continúa en los sedimentos.

Por el aporte continuo de material particulado de las comunidades planctónicas, el fondo de los cuerpos de agua se enriquece en materia orgánica y se incrementan los procesos de mineralización. Los sedimentos presentan elevados consumos de oxígeno que se trasladan al agua sobrenadante, donde se pueden observar marcados gradientes de concentración y en algunos casos anoxia, con presencia de compuestos reducidos (NH_4 y H_2S).

En la zona litoral se desarrolla un cordón de macrófitos (reedbelt) en todo el perímetro del cuerpo de agua o en la zona próxima al ingreso de las cargas contaminantes puntuales. Esos subsistemas funcionan como una interfase entre el sistema terrestre y el acuático y sirven como sumidero de materia y energía. Allí, el agua que ingresa pierde velocidad, el material particulado que transporta se sedimenta, la fracción orgánica se mineraliza y los nutrientes se reciclan entre la comunidad microbiana y la vegetal. Como resultado, una parte del nitrógeno vuelve a la atmósfera como nitrógeno molecular por procesos de nitrificación - desnitrificación y una parte del fósforo queda incluido en la biomasa vegetal o en los sedimentos.

Hasta aquí, los efectos macroscópicos resultantes del proceso de eutrofización se refieren a cambios estéticos (color, olor) que se derivan en una pérdida de valor paisajístico o recreacional. Pero el enriquecimiento del sistema en su carga de los

nutrientes principales (N, P y S) tiene algunos efectos secundarios también indeseables.

Para la Argentina y el sur de Brasil en el período 1912 a 1986, se han documentado 25 mortandades de peces de agua dulce (Gómez, 1996). 20 casos son atribuibles al frío o salinización, pero por lo menos 3 de esos casos (12%), corresponden a mortandad por intoxicación debida a una floración de cianobacterias, combinado con déficit de oxígeno, entre estos casos el más antiguo fue estudiado por Ringuet *et al.* (1955), muy posteriormente un caso similar fue estudiado en el arroyo San Miguel.

En 4 casos las mortandades se debieron a la acción combinada del bajo nivel de agua con la disminución de la concentración de oxígeno, asfixia, y eventual salinización. Aunque es relativamente común la muerte por baja concentración de oxígeno en al menos un caso se ha registrado mortandad por sobre saturación de oxígeno (Domitrovic *et al.*, 1994).

En la Provincia de Buenos Aires, entre 1996 y 1999 se registraron al menos 19 casos de mortandades masivas, con relevancias estimadas desde bajas a muy importantes (M.A.A., 2000). 6 de ellas (31,2%), se atribuyeron a condiciones de anoxia relacionadas con abundancia o vuelcos indiscriminados de materia orgánica. Sólo una mortalidad importante con 65000 ejemplares muertos, se produjo en el Arroyo San Miguel por la floración algal en conjunción con otros factores. Las cianobacterias que producen ictiotóxicos, *Mycrocystis aureoginosa* y *Prymnesium sp.*, alcanzaron valores elevados de 67600 cel/ml y 24649 cel/ml respectivamente (Colautti *et al.*, 1998).

OXÍGENO DISUELTO (O_2), DÍOXIDO DE CARBONO (CO_2) Y pH

El incremento de la producción primaria trae aparejado una alteración en el ciclo diario de las concentraciones de los gases disueltos y del pH.

Durante el día, la actividad fotosintética produce cantidades de oxígeno mayores de las que pueden solubilizarse en el agua y por la noche, la misma comunidad planctónica lo consume por respiración. Las concentraciones de oxígeno disuelto pueden variar en un ciclo diario, entre un

170 y un 0 % de los valores de saturación.

Las concentraciones mínimas letales de oxígeno disuelto han sido establecidas en condiciones experimentales por diversos autores. En base al estudio o compilación para 10 especies Neotropicales, Gómez (1993) indica que en individuos normales la concentración máxima de la pérdida del equilibrio es de 1,53 mg/litro y los valores letales son menores a 0,88 mg/litro. En términos generales para el conjunto de los peces se puede considerar que valores menores a 5mg/l son perjudiciales y que por debajo de 3 mg/l se encuentran los puntos de pérdida del equilibrio y letalidad (Doudoroff y Shunway, 1970; Davis, 1975). Las distintas variables no actúan de manera independiente, el estrés térmico puede limitar los mecanismos de ventilación para aliviar el estrés por hipoxia (Fernández, 1995).

La actividad fotosintética también incorpora dióxido de carbono del agua. Cuando la velocidad del consumo no alcanza a ser compensada por el sistema buffer carbónico y su estado de equilibrio con la atmósfera, se producen incrementos importantes del pH (por encima de 9) que se compensan de noche con el CO₂ liberado por la respiración. De esta forma, en sistemas muy productivos se pueden medir oscilaciones diarias de pH superiores a tres unidades (entre 6 y 9,5).

Los mecanismos que producen letalidad en bajos y altos valores de pH son esencialmente diferentes. El estrés ácido afecta a una multitud de funciones en los peces, el efecto inicial es sobre la regulación iónica branquial con pérdida de sodio y cloro e involucra también una menor capacidad respecto del calcio que se pierde mas rápidamente de lo que puede ser recuperado. En exposición a medio ácido la muerte se atribuye a factores circulatorios: reducción del volumen plasmático, aumento de la viscosidad de la sangre y aumento de la presión arterial. La exposición aguda a valores críticos de pH alcalinos produce una inhibición de la excreción de amonio por las branquias y alcalosis respiratoria (elevación del pH plasmático), el efecto sería puramente tóxico (Heath, 1975). Entre 6 especies de agua dulce estudiadas, *Odontesthes bonariensis* es la menos resistente a los bajos niveles de pH, con un valor letal para el 50 % en 24 hs de 4,25; la especie más resistente fue *Gymnocorymbus ternetzi*, con valores

inferiores a 3 (Gómez 1998; Gómez y Torsani, 1998). Las intermedias son *Callichthys* sp., *Pimelodella laticeps*, *Corydoras paleatus* y *Cnesterodon decemmaculatus*.

En la Tabla 1 se presenta un resumen de los datos físico - químicos determinados en la laguna de Lobos, Pcia. de Bs. As., a lo largo de un año de muestreos. El sistema recibía los efluentes cloacales de las ciudades de Lobos y Navarro con algún grado de tratamiento, pero con toda su carga de nutrientes, por lo que presentaba un avanzado estado de eutrofización. Se pueden apreciar las variaciones en los valores de pH, de oxígeno disuelto y porcentajes de saturación de oxígeno, y los niveles de concentración de nutrientes y pigmentos fotosintéticos.

	AVG	MAX	MIN
Temperatura	17,2	23,2	10,0
pH	8,6	9,3	7,8
O. Dis. mg/l	9,4	14,3	5,8
O. Dis. % sat.	98,0	157,0	66,0
NO ₃ ⁻ N (ug/L)	20,0	90,0	0,0
NH ₄ ⁺ N (ug/L)	390,0	1630,0	50,0
N-Total (ug/L)	2000,0	3400,0	870,0
PO ₄ ⁻ P (ug/L)	30,0	240,0	0,0
P-Total (ug/L)	360,0	710,0	80,0
Clor-a (ug/L)	155,8	294,0	12,0

Tabla 1. Datos obtenidos en un estudio anual de la laguna de Lobos, Pcia. de Bs.As. Tomados de Mariñelarena y Conzonno, 1997.

NITRÓGENO AMONIAL

El nitrógeno amoniacal ingresa a los cuerpos de agua en grandes cantidades con los efluentes domiciliarios y con las escorrentías agrarias por lavado de fertilizantes. Durante el proceso de mineralización el nitrógeno de la materia orgánica se libera en forma de nitrógeno amoniacal (forma reducida de N), que se fracciona en una forma iónica, el amonio (NH₄⁺) y una forma no ionizada el amoniaco (NH₃). Las proporciones relativas de los dos compuestos son reguladas principalmente por el pH: a pH 7,2 la fracción no ionizada (NH₃, amoniaco) alcanza el 1 %, a pH 8,3 el 10 %, y a pH 9,2 llega al 50 % (Figura 1).

El amoniaco está clasificado como un compuesto que produce toxicidad tanto crónica como aguda penetrando en el cuerpo de los peces a través de las branquias y actuando como un veneno interno. Las con-

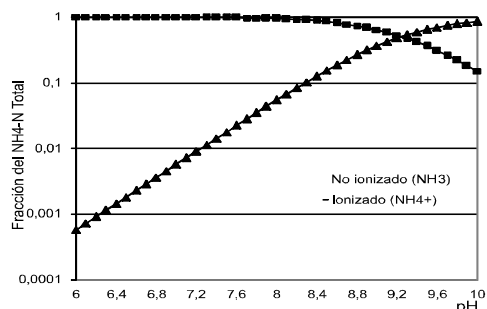


Figura 1. Fracción del nitrógeno amoniacal ionizado, a 25 °C, en relación con el pH del medio. Redibujado de EPA-822-R-99-014.

centraciones medias correspondientes a estas categorías, se establecen con los resultados de numerosos experimentos que involucran componentes de la comunidad de diferentes niveles en las cadenas alimentarias. Si bien el amoniaco se considera mucho más tóxico que su forma ionizada, no es posible diferenciar claramente el papel de cada uno, como causa del efecto tóxico. Por lo tanto los criterios de toxicidad se construyen sobre la base de las concentraciones de nitrógeno amoniacal total.

En la Figura 2 se muestran las concentraciones de nitrógeno amoniacal que, según los criterios de la EPA, causan toxicidad aguda y crónica en relación con el pH del medio. Para *Odontesthes argentinensis* (Ostrenky y Brugger, 1992) se mencionan valores de concentración letal para el 50% (CL50) de 1,48 y 0,80 mg/l de N-NH₃ para tiempos de exposición de 24 y 96 hs. Para el pejerrey bonaerense una concentración de 1,5 mg/l de nitrógeno amoniacal produce 50% de mortalidad en

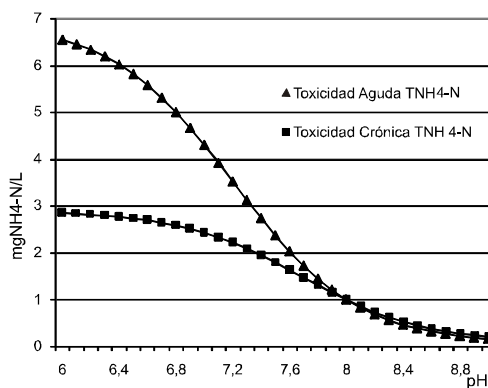


Figura 2. Efecto del pH sobre la toxicidad del nitrógeno amoniacal normalizada en términos de NH₄-N total, expresadas como LC50 de efecto agudo y crónico para diferentes especies y grupos de vida acuática. Redibujado de EPA-822-R-99-014.

aproximadamente 96 hs, mientras que concentraciones menores a 0,25 mg/l no producen mortalidad en 14 días (Gómez et al., 2007).

En la Figura 3, se presentan los valores de pH y las concentraciones de amonio determinados a lo largo del año de muestreos en la laguna de Lobos. Con esos datos y los modelos propuestos por EPA, se calcularon las concentraciones de amonio que podían causar toxicidad crónica y aguda en cada fecha, las que se incluyen en la figura. Se puede observar que en dos de los muestreos (Mar-86 y Feb-87), la combinación de concentración de amonio y pH, podría explicar la existencia de efectos de toxicidad tanto aguda como crónica sobre poblaciones de peces y otros organismos.

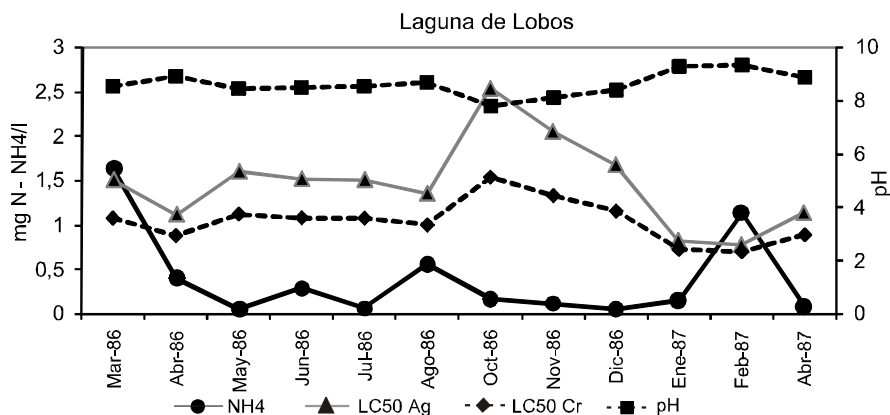


Figura 3. Valores de pH y concentraciones de NH₄-N total medidos en la laguna de Lobos durante un año de muestreos. Se incluyen los valores de LC50 causantes de toxicidad crónica y aguda calculadas con los modelos propuestos en EPA-822-R-99-014.

AZUFRE Y OTROS GASES

El azufre está presente en los cuerpos de agua en dos formas principales: como parte de la materia orgánica (MO) y como ion sulfato (SO_4^-).

De la mineralización de la MO se libera la forma reducida del azufre, el sulfuro de hidrógeno (H_2S). El SO_4^- , es poco reactivo, salvo en ambientes anaerobios donde la materia orgánica se oxida utilizando el ion SO_4^- como aceptor final de electrones, se reduce a H_2S .

Como el nitrógeno amoniacal, los sulfuros en el agua están en forma ionizada (HS^-), o en forma no iónica (H_2S), y las proporciones de cada una, dependen del pH del medio. A pH 6 todos los sulfuros están como H_2S y por encima de 8 todos como HS^- . A pH 7, coexisten ambas formas en proporciones semejantes.

El sulfuro de hidrógeno no coexiste con el oxígeno molecular, en cuya presencia se oxida espontáneamente o por procesos enzimáticos, mediados por bacterias autótroficas. En los sedimentos ricos en materia orgánica, sobre todo en los juncales costeros, se generan condiciones de anoxia por exceso de actividad respiratoria. La falta de oxígeno promueve la mineralización por vías metabólicas fermentativas que bajan el pH, pudiendo llegar a valores inferiores a 6. Los ácidos grasos volátiles producto de la fermentación, se mineralizan por reducción de sulfatos, incrementando las concentraciones de sulfuro de hidrógeno. En esas condiciones de pH, anoxia y bajo potencial redox, la mayor parte de los sulfuros estará en su forma no disociada. Esto representa una amenaza para toda la comunidad de respiración aeróbica. Algunos autores (Duffus, 1983) señalan que el sulfuro de hidrógeno proveniente de la materia orgánica en concentraciones de 0,1 ppm son tóxicas para los huevos y alevines, que puede ser causa de mortalidad en la inter-fase agua – sedimento.

El dióxido de azufre es otro de los gases inorgánicos tóxicos encontrados en desechos gaseosos y varios efluentes químicos. En solución este forma el ácido débil, el ácido sulfuroso, el cual es rápidamente oxidado a ácido sulfúrico. El gas actúa como un veneno irritante y los pocos experimentos llevados a cabo sobre peces con ácido sulfuroso mostraron que los peces son ini-

cialmente irritados y luego intoxicados, el compuesto actúa como veneno a nivel de protoplasma (Jones, 1964).

El nitrógeno presente como óxido nitroso es un caso similar. En la Argentina no hay registros de mortandades por estos gases, pero sus concentraciones pueden ser elevadas en casos de lluvia ácida, de vertido de efluentes industriales o por lavado de fertilizantes de suelos (contaminación de origen agrícola).

CONCLUSIONES

Los cambios en las concentraciones de gases disueltos, valores de pH, concentraciones y especiación del nitrógeno amoniacal o de los sulfuros, pueden considerarse efectos secundarios de los procesos de eutrofización. Las alteraciones mencionadas pueden causar efectos crónicos en el cuerpo de agua como desaparición o reemplazos de especies, después de un tiempo más o menos prolongado de recibir cargas externas. También pueden generar efectos agudos esporádicos como mortandades de peces, cuando ocurren simultáneamente determinadas combinaciones de factores físico – químicos y procesos metabólicos microbianos, como gran cantidad de radiación, alta temperatura, baja presión atmosférica, calma excesiva, alta productividad fotosintética, alta tasa respiratoria junto con altos contenidos de materia orgánica y nutrientes.

El desplazamiento de grupos de peces puede encontrar alguna de estas condiciones letales en pocos metros de distancia, principalmente en los juncales costeros, donde buscan refugio o alimento, o donde pueden quedar aislados por cambios en el nivel del agua. También las masas de aguas anóxicas pueden ser empujadas por las corrientes invadiendo lugares donde viven organismos móviles o sésiles, produciendo su muerte. En cualquiera de estas condiciones de «trampa» los peces no pueden reconocer los gradientes físicos y químicos favorables para responder de manera adaptativa y alejarse. Las causas de estos eventos resultan muy difíciles de descubrir y comprobar horas o días después, cuando el sistema ya ha recuperado su dinámica habitual.

En este trabajo se ha visto que, por lo menos en dos oportunidades en un perio-

do de un año, siempre en meses de verano, la laguna de Lobos presentó condiciones ambientales críticas por eutrofización capaces de generar mortandades de peces u otros organismos.

Además de la eutrofización por materia orgánica y nutrientes, debe considerarse que la contaminación de origen industrial puede aportar miles de sustancias diferentes capaces de producir toxicidad aguda y crónica que, además de una mortandad masiva directa (ej. derrame de herbicidas) pueden alterar la composición de la fauna de peces, como se ha documentado en la Laguna El Carpincho (Freyre, 1973). Ya en 1971 se proporcionaba una lista de 154 sustancias nocivas presentes en el medio acuático local (Ringuélet, 1971).

Estas evidencias refuerzan la idea de que todo tipo de efluentes debe ser tratado antes de verterlo en el ambiente. En la actualidad existen tecnologías denominadas «blandas» o «naturales» mediante humedales construidos, que permiten realizar la depuración de aguas residuales con muy bajos costos de construcción, operación y mantenimiento.

Como no es posible un monitoreo cuantitativo permanente sobre todas las sustancias potencialmente tóxicas, es necesario incrementar los estudios básicos sobre los efectos letales de contaminantes en organismos autóctonos, utilizar técnicas de bioensayo para evaluar niveles de contaminación en el medio acuático y elaborar índices específicos de calidad de agua de diversa aplicación (Gómez *et al.*, 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Colautti, D. C.; M. Remes Lenicov, N. Gómez y C. Claps. 1998. Mortandad de peces en el arroyo San Miguel (Partido de Pila, Provincia de Buenos Aires). *Gayana (Zoología)*, 62(2): 191-197.
- Davis, J. C. 1975. Minima dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on canadian species: a review. *Journal Fisheries Reserch Board of Canada*, 32 (12): 2295-2332.
- Doudoroff, P. y D. L. Shumway. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. *FAO Fisheries technical Papers* (86): 291 pp.
- Domitrovic, H. A.; J. A. Bechara; W. R. Jacob; C. I. Flores Quintana y J. P. Roux. 1994. Mortandad de peces en el Río Paraná provocada por una sobresaturación de gases: Causas y lesiones. *Revista de. Ictiología*, 2/3(1/2): 49-54.
- EPA/625/R-93/010. 1993. Nitrogen control. Manual. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH
- EPA-822-R-99-014. 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington DC 20460.
- Duffus, J. H. 1983. *Toxicología ambiental*, Ed. Omega, Barcelona, 175 pp.
- Freyre, L. R. 1973. Pollution of the «El Carpincho» pond (Pampasic region, Argentina) and its effects on plankton and fish communities. *Environmental Pollution*, 1(4): 37-40.
- Fernández, M. N., W. R. Barrionuevo y F. T. Rantin. 1995. Effects of thermal stress on Respiratory responses to hypoxia of South American Prochilodontid fish, *Prochilodus scrofa*. *Journal of Biology*, 123-133.
- Gómez, S. E. 1993. Concentración letal de oxígeno disuelto para *Corydoras paleatus* y *Pimelodella laticeps* (Pisces, Siluriformes). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia»*, Hidrobiología, 7(2): 31-45.
- Gómez, S. E. 1996. Resistencia alla temperatura e alla salinitá in pesci della provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicatiozini zoogeografiche. *Atti Congressuali, 4° Convegno Nazionale. Associazione Italiana di Ittiologia di Acque Dolci (A.I.I.A.D.)*, Trento, Italia: 171-192.
- Gómez, S. E. 1998. Niveles letales de pH en *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinidae). *Iheringia (ser. zool.)*, 85: 101-108.
- Gómez, S. E. y N. I. Toresani. 1998. Nivel mínimo letal de pH en *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842), (Pisces, Atheriniformes). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia»*, *Hydrobiología* 7(7): 63-67
- Gómez, S. E., R. C. Menni, M. J. Gonzalez Naya y L. Ramírez. 2007. The physical chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environmental Biology Fishes*, 78: 161-171.
- Heath, G.H. 1995. *Water pollution and fish physiology*. CRC, Lewis publisher, Boca Raton, 359 pp.
- Jones, J. R. E. 1964. *Fish and river pollution*. Butterworth, Inc., Washington, 203 pp.
- Mariñelarena, A. J. y V. H. Conzonno. 1997. Chemical characteristics and trophic status of Lobos pond (Bs. As., Argentina). *Natura Neotropicalis*, 28(1): 7-13.
- M.A.A., Ministerio de asuntos Agrarios de la Pcia de Buenos Aires. 2000. Mortandad de peces en aguas continentales de la provincia de Buenos Aires. Informe técnico, División de Desarrollo pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, 6 pp.
- Ostrenky, A. y A. Brugger. 1992. Ammonia acute toxicity in silverside larvae *Odontesthes argentinensis* (Pisces, Atherinidae). *En: Acuaculture'92, Orlando, (Summary)* p. 1976.
- Ringuélet, R. A. 1971. La polución o contaminación de origen industrial del delta bonaerense. Ministerio de Asuntos Agrarios, Trabajos Técnicos de la Dirección de Recursos Pesqueros de la Pcia. de Bs.As. No 1, 41 páginas.
- Ringuélet, R. A., S. R. Olivier, S. A. Guarrera y R. H. Arámburu. 1955. Observaciones sobre antoplancton y mortandad de peces en la laguna de Monte (Buenos Aires, Rep. Argentina). *Notas del Museo de La Plata, Zool* 18 (159): 71-80.