

CONFERENCIAS DE
LIMNOLOGIA



A. BOLTOVSKOY Y H. L. LOPEZ (Ed.)



El personaje de tapa, "Don Limnético", fue mascota de la II Reunión Argentina de Limnología.

Conferencias de Limnología / Conferences on Limnology

Ed.: Andrés Boltovskoy & Hugo L. López

Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet"

La Plata, 1993

ISBN 987-99318-1-5

Publicado por:

Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet"

(UNLP-CONICET)

Casilla de Correo 712

1900, La Plata, Argentina

INTRODUCCION

La limnología argentina comenzó su desarrollo sostenido a partir de la década del sesenta. La creación de la Asociación Argentina de Limnología, en 1984, dio un nuevo impulso a este crecimiento, entre otras cosas, gracias a la organización de reuniones científicas que favorecieron el encuentro de especialistas y grupos de trabajo de la Argentina y del extranjero. Durante el último de estos encuentros (Segunda Reunión Argentina de Limnología, celebrada en la ciudad de La Plata en noviembre de 1991 - RAL'91) se han presentado disertaciones sobre una variada gama de temas limnológicos vinculados con Sudamérica y el mundo. Como *verba volant, scripta manent*, en este volumen se publica una selección de esas presentaciones.

Sin embargo, el contenido del libro no es una mera transcripción de las exposiciones orales. Se requirió un esfuerzo adicional por parte de autores y editores para adaptar los trabajos a la palabra escrita. En algunos casos los manuscritos sufrieron modificaciones, se les agregaron detalles, y se les proveyó de referencias bibliográficas y de resúmenes. Puesto que un tercio de los textos pertenece a autores extranjeros este volumen excede el marco de la limnología argentina. De los 17 artículos que se publican, trece están escritos en castellano, tres en inglés y uno en portugués.

El resultado es más bien heterogéneo, tanto por los temas tratados, como por el estilo de su presentación. Algunos autores optaron por mantener el espíritu de una conferencia, mientras que otros presentaron su texto en forma de un trabajo más formal. La mayoría de los artículos son revisiones de temas más o menos amplios o síntesis de la obra del propio autor. A pesar de la diversidad de las cuestiones abordados, se ha intentado dar un cierto orden a la distribución de los trabajos, agrupándolos, dentro de lo que fue posible, por temas.

Deseamos expresar nuestra gratitud por la ayuda recibida durante la edición de este libro: a los árbitros que trabajaron en forma anónima; a Adriana Aquino y Lucila Protogino que con singular eficacia nos auxiliaron en la tarea de corrección de pruebas; a Adriana Aquino y Demetrio Boltovskoy que revisaron los textos en inglés.

A. B. y H. L. L.

INDICE

Fundamentos biosféricos del enfoque ecosistémico

John R. Vallentyne 9

Some new data on latitudinal differences in the physical limnology of lakes and reservoirs

Milan Straškraba 19

Presas do Paraná Superior: Limnología e bases científicas para o gerenciamento

José G. Tundisi 41

Metodologías en la investigación de los grandes ríos sudamericanos

Argentino A. Bonetto 53

El Río de la Plata, ¿un sistema fluvio-marítimo frágil?:

Acercamiento a una definición de la calidad de sus aguas

José M. Bazán y Etelvina Arraga 71

El uso del río Biobío y su impacto ambiental: Premisas para una gestión integral

Oscar O. Parra 83

Análisis preliminar de la distribución geográfica de los cladóceros suramericanos

Juan C. Paggi 107

Distribución geográfica de las esponjas argentinas (Porifera: Spongillidae, Potamolepidae y Metaniidae). Relaciones zoogeográficas, vías de poblamiento.

Inés Ezcurra de Drago 115

Las aves y la limnología

Mariano M. Martínez 127

El papel de los peces en el control de la estructura de las comunidades bénticas de ecosistemas lóticos

José A. Bechara 143

Recent advances in freshwater ecology

J. Gwynfryn Jones **159**

Ice diatom assemblages from the arctic

Michel Poulin **171**

Consecuencias de la acumulación de sedimentos en lagos artificiales de la Argentina

Eduardo Kruse y Ricardo Casanova **181**

Métodos para estudios hidrológicos en una cuenca endorreica

Mario A. Hernández **193**

Palinología de sedimentos lagunares del Holoceno en la provincia de Buenos Aires: una revisión

Aldo R. Prieto **203**

Sistemas lacustres cretácicos en Patagonia septentrional

Eduardo A. Musacchio **217**

Uso y abuso del título del artículo científico en la limnología argentina

Andrés Boltovskoy **237**

FUNDAMENTOS BIOSFERICOS DEL ENFOQUE ECOSISTEMICO

John R. VALLENTYNE

Bayfield Institute, 867 Lakeshore Road,
P. O. Box 5050, Burlington, Ontario, L7R 4A6, Canada

"Mientras no haya una catástrofe que convalide la crisis misma, toda preocupación al respecto no será más que una abstracción, en el sentido crítico de que no penetra activamente en nuestra conciencia, en sus sueños, temores, fantasías."

Richard A. Falk,
"This endangered Planet"

ABSTRACT: BIOSPHERIC FOUNDATION OF THE ECOSYSTEM APPROACH.- The ecosystem approach to environmental management integrates social, economic and environmental interests in a pro-active, problem solving framework. The political birth of the approach was in the Canada - United States Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. This shifted the context of environmental management from environment in a political context from politics in an ecosystem context. The foundations of the ecosystem approach date back to Lamarck's concept of the biosphere as an integrated planetary system of matter, life and mind. The natural subdivisions of Biosphere are ecosystems. They can be defined on the basis of arbitrary boundaries suited to the problem in hand. Because of the profound influence of human population and technology on the Biosphere, definitions of ecosystems today must be based on management units defined by political boundaries. On this basis, national ecosystems are subdivisions of the Biosphere to be managed in national and Biospheric interest.

ANTECEDENTES

La noción de la Biósfera entendida como sistema planetario compuesto de materia, vida orgánica y conciencia era un concepto esencial en la obra de Lamarck *Philosophie Zoologique*, publicada en 1809. Setenta y cinco años después, el nombre Biósfera fue empleado por primera vez en una frase de un libro sobre el origen de los Alpes, escrito por Eduard Suess (1875). Sin embargo, fue sólo en la década de los años 1920 que el concepto de la Biósfera comenzó a ser explorado sistemáticamente por Vernadsky (1926, 1929) y Teilhard de Chardin (1956).

Con la explosión de "la bomba" en 1945, la Biósfera dejó de ser un concepto intelectual poco conocido para transformarse en una realidad científica, pública y política. La diseminación

de elementos radioactivos en la atmósfera, hidrósfera y la litósfera superior, y la acumulación de radioisótopos en la cadena de la alimentación probaron dramáticamente su existencia.

Después, en los años 1960, aparecieron sobre la faz de la tierra numerosos focos de contaminación del aire y el agua. Esto hizo que el concepto de ecología adquiriera importancia pública y política. Poco tiempo después, la noción de la Tierra como unidad se convirtió en una realidad popularmente reconocida cuando aparecieron las fotografías de la Tierra tomadas desde el espacio. Ambos acontecimientos señalaron la necesidad de considerar en forma más integrada los efectos de las diversas actividades humanas sobre los procesos ecológicos y biosféricos (Caldwell 1972).

A nivel mundial, el programa El Hombre y la Biósfera, de la UNESCO, y la Conferencia sobre la Biósfera organizada por la UNESCO en 1968, dieron realidad a la Biósfera como un concepto político con bases científicas. Independientemente, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (Estocolmo, 1972) provocó la integración de entidades administrativas separadas, dedicadas a la atmósfera, el agua, la tierra y la biota, bajo la cobertura global del medio ambiente.

Aparte de estos acontecimientos, el concepto de ecosistema fue elaborado por Tansley (1935) en un artículo en que se veía la relación entre grupos de plantas y su medio ambiente. Siguió siendo un concepto fundamentalmente científico hasta los años 1970, cuando varios grupos en la Cuenca de los Grandes Lagos y otros lugares, lo estudiaron como la base de una nueva técnica de gestión (Lee et. al. 1982). Después, en lo que Caldwell (1988) llamó “una decisión de gran importancia internacional”, los gobiernos de Estados Unidos y Canadá incorporaron el concepto de ecosistema a la modificación del Acuerdo sobre la Calidad del Agua de los Grandes Lagos, de 1978. El contexto del Acuerdo cambió en forma definitiva de *medio ambiente en un contexto político a política en un contexto de ecosistemas*. La población y los gobiernos se encontraban en un ecosistema.

En la Cuenca de los Grandes Lagos (aunque sea en forma penosamente lenta) se dejó de utilizar un enfoque puramente ambiental de la gestión de los usos y abusos humanos del agua, decidiéndose por un enfoque de ecosistema, en el que se integran los intereses sociales, económicos y ambientales (Junta Científica Asesora sobre los Grandes Lagos, 1978; Christie et. al. 1986). A nivel mundial, la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo (1987) cambió en la misma dirección, basándose en un concepto de desarrollo sostenible. Estas dos iniciativas modificaron el contexto de gestión. En vez de usar el concepto de ambiente como un *lugar habitable* (algo externo, separado), se empezó a usar el de ecosistema como un *hogar* (algo donde estamos y consideramos nuestro, incluso cuando no nos encontremos allí físicamente).

La posición adoptada en este ensayo es que el enfoque de ecosistemas, tal como fuera elaborado en la Cuenca de los Grandes Lagos, y el concepto de desarrollo sostenible a nivel

nacional y global son equivalentes, tanto en los sistemas que parten desde las bases sociales, como los que surgen en las cúpulas políticas y jerárquicas.

Mi objetivo es explorar la significación de la Biósfera, el contexto en que estas dos tendencias tienen lugar, y hacer explícito que muchas naciones ya empiezan a actuar como ecosistemas políticamente definidos, que tienen la responsabilidad de administrar sus recursos en el interés nacional y el de la Biósfera.

LA BIOSFERA

La Biósfera es un sistema viviente que mantiene la vida en la capa superior de la Tierra. Ha existido por lo menos desde hace 3300 millones de años. Según los cálculos realizados, la cantidad de especies existentes oscila entre 3 y 30 millones, mientras que las especies extintas alcanzan a cientos de miles de millones. Si la historia de la Biósfera se comprimiera a una semana, nuestra especie aparecería en los últimos segundos finales.

La Biósfera ha cambiado en forma dramática a lo largo de su historia. La atmósfera, que se formó por el desprendimiento de gases de las rocas ígneas, era al principio delgada y estaba disminuyendo. Con el comienzo de la fotosíntesis, se empezó a acumular oxígeno, aumentando la eficiencia del metabolismo de plantas y animales. Se formó una capa de ozono, que permitió la colonización de la tierra. Las formas de vida evolucionaron pasando de algas a árboles caducifolios, de protozoos a gusanos e insectos, de peces a reptiles, aves y mamíferos, y de los primates erectos de cerebro pequeño al *Homo sapiens*.

A mediados del siglo XIX pocas personas sospechaban siquiera que nuestra especie era producto de la evolución de la Biósfera o que éramos parte de un sistema planetario viviente organizado y capaz de mantener vida orgánica. Sin embargo, durante el siglo actual, el descubrimiento de fósiles ha probado en forma fehaciente que somos descendientes de homínidos erectos que surgieron en África hace millones de años. El descubrimiento del ADN, la base química de la herencia, ha probado, sin lugar a dudas, que no sólo somos producto de la Biósfera sino que estamos adaptados a ella y dependemos de ella. Probablemente no hay otro lugar en el Universo donde podamos existir sin llevar con nosotros el sistema de mantenimiento de la vida propio de la Biósfera.

Desde una perspectiva humana, de lo anterior se deriva que la normalidad e integridad de los sistemas políticos depende de la normalidad e integridad de los sistemas económicos que, a su vez, dependen de la normalidad e integridad de los sistemas ecológicos que, colectivamente, comprenden la Biósfera. Esto se debería reconocer en forma explícita, aunque sea tardíamente, en las constituciones nacionales.

SERIE SUCESIVA DE FORMAS DE GESTION

La relación entre organismo y medio ambiente es recíproca. Mientras mayor sea la presión ejercida por las poblaciones sobre el medio ambiente, mayor será la presión impuesta por el medio ambiente sobre esas poblaciones. En el caso de las poblaciones humanas, hay que tomar en cuenta el metabolismo fisiológico y el tecnológico, interrelacionando ambos en unidades de energía comunes (Vallentyne 1978, 1988).

Christie et. al. (1986) señalaron que, paralelamente a las mayores presiones sobre los ecosistemas, ha habido una serie de formas de gestión para resolver problemas antropogénicos: de una forma original de *ego-sistema* (indiferente) a una forma *fragmentaria* (uno a uno), a una forma *ambiental* (naturaleza virgen) y a una de *ecosistema* (social, económica y ambiental, al mismo tiempo). (Véase ejemplos en la Tabla I). La disminución de la capa de ozono, el cambio climático global debido a los gases de invernadero y el transporte a grandes distancias de sustancias tóxicas persistentes, exigen una gestión biosférica para administrar los usos y abusos de los recursos humanos.

La necesidad de formas de gestión ecosistémicas y biosféricas para resolver problemas no significa que los niveles inferiores de respuesta sean necesariamente inadecuados o estén anticuados. Simplemente, implica que ha surgido un nuevo campo que exige una respuesta más altamente integrada. De esta manera, del hecho de que el cambio climático debido a los gases de invernadero no se pueda resolver en una sola nación no se debe concluir que, la contaminación del agua subterránea causada por un sitio de vertido industrial, no pueda resolverse por medio de acciones locales, características de la forma fragmentaria de gestión.

LAS FUERZAS IMPULSORAS

¿Por qué ha surgido la necesidad de emplear un enfoque de ecosistemas y biosférico para resolver problemas? Se pueden dar muchas respuestas, pero en términos de causas controlables hay tres razones principales: (1) el continuo crecimiento global demotécnico, (2) la falta de medidas institucionales para enfrentar las consecuencias de este crecimiento respecto al transporte a larga distancia de las sustancias contaminantes persistentes, y (3) el hecho de que, para todo fin práctico, la Biósfera es un sistema cerrado en lo que respecta a la materia.

Vallentyne y Beeton (1988) identificaron ocho factores para la incorporación del método de ecosistemas en el Acuerdo sobre la Calidad del Agua de los Grandes Lagos, de 1978. Estos eran los siguientes:

- había un recurso de gran volumen, muy valioso y políticamente compartido que se encontraba en peligro (Los Grandes Lagos);

- el largo período de permanencia en los lagos de las sustancias contaminantes persistentes (el período para eliminar el 90% de los iones de cloruro es de 9 a 10 años, en el lago Erie, y de 500 a 600 años, en el Lago Superior);
- los lagos suministran agua potable para una población de 23 millones de habitantes;
- la identificación de enemigos comunes (“ecosistemas”) que amenazan el recurso por la contaminación, el desvío del agua o el desperdicio;
- adelantos en la teoría de ecosistemas, que dieron fundamento a acciones de vigilancia y gestión integradas;
- un mayor número de organizaciones voluntarias y mayor interacción y efectividad política de estas organizaciones;
- la existencia de acuerdos institucionales sobre iniciativas conjuntas de asesoramiento y administración respecto a recursos políticamente compartidos (principalmente los Tratados de Aguas Limítrofes de 1909 y los Acuerdos sobre la Calidad del Agua de los Grandes Lagos de 1972 y 1978);
- vínculos económicos y patrimonio cultural similar de los habitantes de la Cuenca.

A estos se pueden agregar dos factores adicionales: estado de preparación y crisis.

Una circunstancia afortunada en la Cuenca de los Grandes Lagos fue que la Junta Consultiva de Investigación de los Grandes Lagos (1978) tuvo a mano, cuando necesitó, los cambios textuales específicos necesarios para transformar el Acuerdo sobre la Calidad del Agua de 1972 en el Acuerdo de Calidad del Agua de 1978, basado en el enfoque de ecosistemas. Esto sugiere que es conveniente tener a mano un volumen integrado de los cambios institucionales necesarios para poner en práctica el enfoque de ecosistemas en el contexto europeo, cuando y en caso que fuera necesario.

Creo también que uno de los factores decisivos que llevó a la incorporación del concepto de ecosistemas en el Acuerdo de Calidad del Agua de los Grandes Lagos de 1978, fue la existencia de un estado de crisis. Este estado de crisis se hizo patente cuando el Comisario de Salubridad del Estado de Nueva York declaró el Love Canal un peligro para la salud pública. De repente, los encargados de la administración del medio ambiente se dieron cuenta (por extraño que nos parezca hoy) que la calidad del agua no podía ser controlada prestando atención exclusivamente al agua, que los productos químicos industriales enterrados podían estar escurriéndose lentamente de miles de vertederos industriales en todo el continente.

Con algunas modificaciones menores, todo lo anterior se puede aplicar igualmente bien, a escala mundial, agregando el hecho significativo de que la Biósfera es un sistema cerrado en lo que respecta a la materia. Quizás todo lo que se necesite para adoptar un enfoque biosférico en el control de los usos y abusos de los recursos humanos sea una conciencia súbita de que el contexto de la existencia humana ha cambiado y que es vital identificarse con el nuevo contexto; en resumen, una crisis biosférica. En cierta medida esto ya ha ocurrido.

LAS NACIONES COMO ECOSISTEMAS POLITICAMENTE DEFINIDOS

Si se acepta que hay una serie sucesiva natural de métodos de gestión para enfrentar los usos y abusos humanos de los recursos naturales, que esta serie sucesiva está impulsada por tensiones demotécnicas que todavía se están intensificando, y que la gestión sigue una dirección hacia conjuntos indivisibles mayores y más numerosos, compuestos de unidades interactivas, entonces, se concluye que es posible anticipar una tendencia de cambio hacia una explotación de los recursos humanos en un contexto biosférico.

Hay tres formas generales en que los problemas antropogénicos pueden alcanzar un carácter biosférico. Una es mediante la acumulación de problemas locales, tal como en el caso de la lluvia ácida o la sobrepoblación. En estos casos, los efectos son al comienzo locales, pero a causa de la inacción se deja que adquieran una mayor dimensión y se aglutinen, transformándose con el tiempo en fenómenos de alcance continental o global. La segunda forma, es mediante invenciones que resultan atractivas, pero cuya creciente utilización produce consecuencias socialmente indeseables. La tragedia de los edificios históricos es un buen ejemplo. La tercera forma es resultado de agentes que no tienen efectos locales adversos, pero que amenazan el bienestar de la Biósfera. La acumulación de clorofluoruros de carbono (CFC) y los gases de invernadero en la atmósfera constituyen ejemplos poderosos. La segunda y la tercera forma son las más capciosas y engañosas.

La ciencia de ecosistemas ya no está al alcance de pequeños grupos de científicos. Sólo los países cuentan con los medios financieros para hacer la recolección, análisis e interpretación de los datos sobre ecosistemas nacionales y globales. Sin embargo, hay una dificultad en esto: la preocupación por la soberanía nacional, excluyendo la soberanía a otros niveles de organización, ha sido un gran obstáculo para la integración global necesaria para resolver los problemas antropogénicos. No obstante, dado que la Biósfera es un sistema cerrado en lo que respecta a la materia, es probable que los países se vean forzados a concebir y dirigir sus actividades como ecosistemas políticamente definidos, es decir, como subdivisiones de la Biósfera.

Al comienzo, el uso de fronteras políticas para definir ecosistemas puede parecer extraño, por igual, a los ecólogos y a los políticos; sin embargo, es esencial para la administración eficaz de los usos y abusos humanos de los recursos naturales y, por esta razón, es un curso que se seguirá cada vez con más frecuencia.

LECCIONES DE LA CUENCA DE LOS GRANDES LAGOS

Algunas observaciones sobre el desarrollo del enfoque de ecosistemas en el manejo de los usos y abusos de los recursos hídricos en la Cuenca de los Grandes Lagos podrán servir para emplear el concepto en otras partes:

1. Se podría haber evitado la confusión sobre qué es el enfoque de ecosistemas y cómo difiere del enfoque ambientalista si se hubiera puesto oportunamente en marcha un programa de educación pública inmediatamente después de firmarse el Acuerdo de 1978. El concepto de ecosistema es un concepto holístico. Relaciona partes (seres humanos) con los conjuntos (ecosistemas) que las contienen; por el contrario, el concepto de medio ambiente abarca sólo un término de la relación integral entre organismos y medio ambiente (Vallentyne 1990). Necesitamos adecuar nuestra terminología a los nuevos conceptos y prácticas que se están empezando a utilizar. Cuando el uso es holístico, se debería hablar de ecosistema, no de medio ambiente.

2. El enfoque de ecosistemas en la Cuenca de los Grandes Lagos ha sido apoyado en su evolución, simultáneamente por las bases sociales, por las cúpulas y las élites, constituyéndose en una iniciativa de las jerarquías (Hartig & Vallentyne 1989). El apoyo para las iniciativas de limpieza locales tomadas en el Acuerdo aumentó con la aparición de una relación entre persona y planeta hacia fines de los años 1980 (Vallentyne 1990). La necesidad de iniciativas complementarias que partan tanto de la base, como de las autoridades jerárquicas es un factor importante.

3. La adopción de un enfoque ecosistémico para enfrentar los usos y abusos humanos de los recursos hídricos exige una reordenación funcional de las responsabilidades asumidas por las distintas organizaciones. En vez de una distribución jerárquica en compartimientos estancos, la estructura preferida en un enfoque ecosistemático es un círculo de compartimientos abiertos. "Este cambio en la estructura y el nivel de interacción entre los grupos y las responsabilidades jurisdiccionales representa un cambio interesante respecto a los esfuerzos históricos realizados para detener la contaminación. En el enfoque ecosistémico, todas las organizaciones, organismos y ciudadanos afectados por un Ambito de Preocupación o que afecten a éste, actúan en conjunto en calidad de "partes comprometidas" y trabajan en forma "cooperativa" (Hartig & Vallentyne 1989).

4. Uno de los aspectos valiosos del trabajo realizado en el marco de la Comisión Conjunta Internacional es la regla según la cual las personas que trabajen para la Comisión por períodos específicos y con fines definidos, lo hacen en calidad de individuos y profesionales, no como representantes de las organizaciones que los emplean. Esta regla, equivalente al papel que cumple el concepto de diferir la decisión final en las sesiones para sugerir espontáneamente soluciones a un problema, permite explorar ideas que de otra manera serían descartadas prematuramente.

5. La coordinación e intercambio de información han sido esenciales para asegurar la utilización del enfoque ecosistémico en la preparación de planes de acciones correctivas en los 42 ámbitos de Preocupación en la Cuenca de los Grandes Lagos (Hartig & Vallentyne 1989). La Comisión Conjunta Internacional y, dentro de cada estado o provincia, los organismos estatales o provinciales, facilita esto. En efecto, se han creado nuevas redes.

Tabla I. Comparación de cuatro métodos para resolver problemas ecosistemáticos creados por actividades humanas.

Método				
Problema	Egosistema	Fragmentario	Ambiental	Ecosistema
Transmisión de enfermedad	Causas desconocidas	Píldoras	Curativo	Preventivo, rehabilitador
Desperdicios orgánicos	Taparse la nariz	Evacuar aguas río abajo	Reducir DBO	Recuperación de energía
Eutrofización	Causas misteriosas	Emisión de aguas río abajo	Eliminación del fósforo	Reciclaje de nutrientes
Lluvia ácida	Desconocimiento	No es problema todavía	Chimeneas más altas	Reciclaje del azufre
Escasez de energía	Buscar algún chivo expiatorio	Aumentar suministro	Expandir la red	Invertir tanfás
Tóxicos químicos	Desconocimiento	No es problema todavía	Permisos de emisión	Planear respetando la naturaleza
Efecto invernadero	Desconocimiento	No es problema todavía	Escepticismo	Reciclaje del carbono
Plagas	Arrancar	Insecticidas de amplio espectro	Venenos degradables selectos	Combate integrado
Congestión de tráfico	Más carreteras	Más autopistas	Horas escalonadas	Transporte público, descentralizar
Crecimiento demotécnico	Desconocimiento	Medirlo	Desarrollo zonal	Sociedad conservadora
Actitud hacia la naturaleza	Indiferencia	Dominio	Costo/ganancia	Respeto
Visión del futuro	Egocéntrica	Lineal, previsible	Cautelosa	Emergente, en evolución

BIBLIOGRAFIA

- Caldwell L. K. 1972. *In Defense of Earth*. Indiana University Press: Bloomington and London, X + 295 p.
- Caldwell L. K. (Ed.), 1988. *Perspectives of ecosystem management for the Great Lakes*. State University of New York Press: Albany, 320 p.
- Christie W. J., Becker M., Cowden J. W. & Vallentyne J. R. 1986. Managing the Great Lakes basin as a home. *J. Great Lakes Res.* 12: 2-17.
- Great Lakes Research Advisory Board, 1978. *The ecosystem approach: Scope and implications of an ecosystem approach to transboundary problems in the Great Lakes Basin*. Great Lakes Regional Office, International Joint Commission, 100 Ouellette Ave., Windsor, Ontario N9A 6T3, ix + 47 p.
- Hartig J. H. & Vallentyne J. R. 1989. Use of an ecosystem approach to restore degraded areas of the Great Lakes. *Ambio* 18: 423-428.
- Lee B. J., Regier H. A. & Rapport D. J. 1982. Ten ecosystem approaches to the planning and management of the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 8: 505-519.
- Suess E. 1875. *Die Entstehung der Alpen*. Vienna, 160 p.
- Tansley A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- Teilhard de Chardin, P. 1956. *Man's Place in Nature*. William Collins: London, 124 p.
- Vallentyne J. R. 1978. Today is yesterday's tomorrow. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 1-12.
- Vallentyne J. R. 1988. First direction, then velocity. *Ambio* 17: 409.
- Vallentyne J. R. & Beeton A. M. 1988. The "ecosystem" approach to managing human uses and abuses of natural resources in the Great Lakes Basin. *Environmental Conservation* 15: 58-62.
- Vernadsky V. I. 1926. Biosfera (en ruso) 1929. *La Biosphere* (en francés). Alcan: Paris, 146 p.

SOME NEW DATA ON LATITUDINAL DIFFERENCES IN THE PHYSICAL LIMNOLOGY OF LAKES AND RESERVOIRS

Milan STRAŠKRABA

Biomathematical Laboratory
Czechoslovak Academy of Sciences
Branišovská 31
370 05 České Budějovice, Czechoslovakia

RESUMEN: ALGUNOS DATOS NUEVOS SOBRE DIFERENCIAS LATITUDINALES EN LA LIMNOLOGIA FISICA DE LAGOS Y EMBALSES.- Se presenta un análisis preliminar de la distribución latitudinal de los componentes estacional y estocástico (inter e intraanuales) de las principales variables físicas que afectan a los procesos que intervienen en los cuerpos de aguas continentales lénticos. Sólo son consideradas las grandes variaciones latitudinales, sin diferenciación más detallada a mesoescala regional ni altitudinal. Ambos hemisferios son tratados como equivalentes, una vez corregida la posición del ecuador geográfico a 3,4°S. De todas maneras, el análisis de los componentes estacionales de la temperatura del aire indica que esta identidad no es total, debido a diferencias importantes en la disposición de océanos y masas continentales. En base a la distribución latitudinal del promedio de los componentes estacional y estocástico de la radiación solar, la fotoperiodicidad, la temperatura del aire y del agua, las precipitaciones (y los balances hídricos), la profundidad de mezcla del lago y su turbiedad (también relacionada con la química del agua), pueden diferenciarse tres regiones limnogeográficas principales, a saber: (1) una región tropical situada entre los 0 y 15°, (2) una región árida, entre los 15 y 35° y (3) una región templada circunscripta a los 35-60°. Se discuten las derivaciones para otras características limnológicas, así como la validez de las tendencias derivadas de los lagos aplicadas a los embalses.

ABSTRACT: The paper presents a preliminary analysis of the latitudinal distribution of seasonal and stochastic (both inter- and intra-annual) components for major physical variables affecting processes in standing inland waters. Only major latitudinal trends are distinguished, excluding more detailed meso-scale regional differentiation and differences in elevation. The two hemispheres are considered as identical, after correcting latitudes for the position of the geographical equator at 3.4°S. However, the analysis of the seasonal components of air temperatures indicates that this identity is restricted by major differences in the distribution of oceans and land masses. On the basis of the latitudinal distribution of the average, seasonal and stochastic components of solar radiation, photoperiodicity, air and water temperature, precipitation (and water budgets), lake mixing depths and turbidity (also related to aquatic chemistry), three major limno-geographical regions are distinguished: (1) tropical region, located between 0 and 15°, (2) dry region, between 15 and 35°, and (3) temperate region, circumscribed by 35-60°. Consequences for other limnological characteristics as well as the validity of lake-derived trends for reservoirs are discussed.

INTRODUCTION

The existing generalizations about the latitudinal distribution of major physical variables of lake and reservoir limnology are mostly based on average values and for some variables also on annual variation for each latitude (Straškraba 1980, Lewis 1987). For values of solar radiation, photo-periodicity, air temperatures, water budgets and wind speed no account was given neither to the distribution of land or oceans on the globe nor to any local orographic particularities. When latitude was corrected for the geographical equator being positioned at 3.4° south, the two hemispheres have been found to be almost identical. The meteorological equator is defined as the latitude with minimum seasonal variation of irradiance reaching the top of the atmosphere. In Straškraba (1980) altitudinal variation was considered only for solar radiation and air temperature and only in relation to thinning of air masses due to higher radiation and to adiabatic cooling with increased elevation; as a consequence the average surface temperature of lakes decreases and radiation increases in parallel at higher elevations. For this reason, temperature and radiation effects which are latitudinally parallel are uncoupled with elevation, as shown e.g. in Straškraba & Gnauck (1985, figure 10.2 and 10.7).

The present paper is a preliminary attempt to gain more insight by analyzing for physical variables in addition to the average and seasonal trends also the stochastic variability given by inter-annual changes and short term changes. It is based upon a lecture by Straškraba (1989) and takes the first step in this direction. Certainly, a more systematic analysis of gross geographical trends of stochastic variability will be needed. Also, attention is paid only to physical variables, no analysis of the consequences for freshwater biological productivity being made.

DATA ANALYSIS

This preliminary analysis is based on both published and unpublished elaboration of data I was treating during the International Biological Program (IBP) (Straškraba 1980), plus some additional information culled from standard atlases or geographical summaries. Lewis (1987) published a summary of observations on geographical distribution of irradiation, lake temperatures and mixing with particular emphasis on tropical limnology. He critically reexamined some points of the analysis by Straškraba (1980). Another important summary in this respect was published by Green et al. (1987) with emphasis on inland waters of New Zealand.

Detailed presentation and analysis of the background data will be published elsewhere. Here only some comments are given and figures summarizing a number of observations and documenting the situation presented.

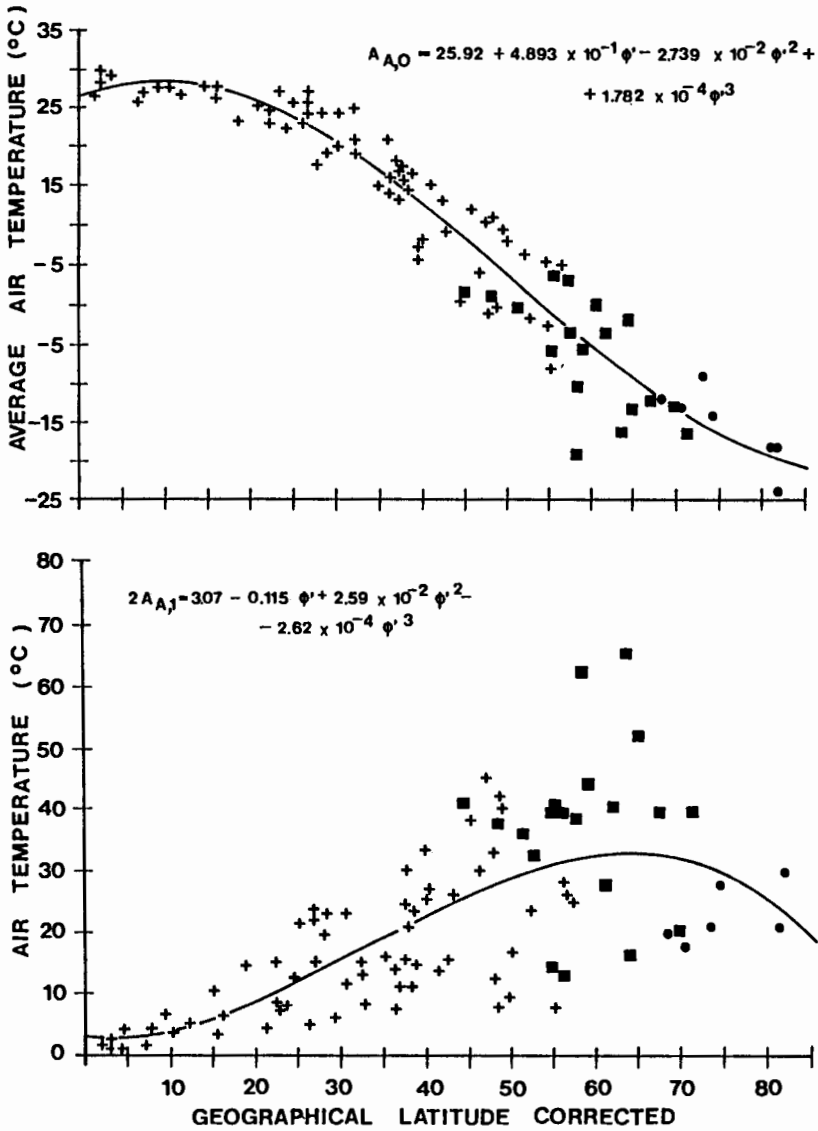


Fig. 1. Upper panel - Average air temperature plotted against corrected latitude and a polynomial approximation of the average trend. + -data by Linacre (1967), ■ - data from Anonymus (1960-1970), ● - data from Kunsy et al. (1964). Lower panel -The amplitude of annual variations of air temperatures and the polynomial approximation of the latitudinal trend (corrected latitude).

Solar radiation data in my 1980 paper are theoretical ground level values calculated for cloudless conditions assuming an average atmospheric transmission coefficient, a . These theoretical values continuously decrease from the equator towards the poles. However, empirical data do not fully support this pattern, as shown on data by Houghton (1954) for the Northern Hemisphere and by Bridgman (1969) for Southern Hemisphere in Straškraba (1980, figure 3.1.). Also, Landsberg's (1961) maps for radiation over the land masses integrated by planimetry in Lewis (1987, figure 2A) show, in agreement with Houghton's values a maximum at 20-30°. The same is seen in Linacre (1969, figure 4, based on data by Ashbel 1961). The cause is uneven distribution of humidity, main factor affecting the atmospheric transmissivity coefficient a and as a consequence the clear sky radiation values, and of cloudiness decisive for the values actually observed during the year. A figure for the annual average and seasonal variations of a above the Pacific ocean according to data by Burluckaya and Samoilenko (1972) and for average cloudiness for both hemispheres according to Houghton (1954) and Bridgman (1969) is given in Straškraba & Gnauck (1985, figure 3.5). There is still some controversy among data for the latitudinal distribution of the irradiation, namely if the ground level averages have really maxima at 20-30° and whether the patterns are identical in the Southern and Northern Hemispheres. The a values by Burluckaya and Samoilenko for Northern Pacific do not support the hypothesis of higher atmospheric transparency (= lower a) at latitudes between 20-30°. This may be due to different situation over the ocean and over the land. Also, the Bridgman's summary of observed radiation values for the Southern Hemisphere does not show such a maximum.

Air temperature measurements over the globe corrected for sea level were published by Linacre (1969). I have treated both his average values and amplitudes of seasonal variations expressed as the difference between monthly mean temperature maxima and minima for each locality. Because only data for latitudes up to about 60° were presented by Linacre, I added some other data for higher latitudes from two sources (Fig. 1). The figure shows that average values are not much different for low latitudes up to about 17°, and their spreading among localities is low. Towards higher latitudes from 17° onwards the average air temperatures drop more or less linearly. The stochastic variability represented by differences between localities of the same latitude increases up to about 65°. The same observation was made already by Péczely (1974). The smooth polynomial approximation in the figure unjustly suggests a slight maximum at about 10° and a levelling out at the highest latitudes covered. Nevertheless this shape is used as a reasonable approximation below. The annual amplitude (Fig. 1, lower panel) seems to increase from the meteorological equator onwards up to about 65° and to decrease afterwards. The spreading of values seem to continuously increase and then decrease with the same critical latitude (65°). One major source for the large variability of average values and particularly of the annual amplitude is the different degree of continentality among the localities. As shown by Linacre (1969), the seasonal temperature amplitude increases with the overland distance in the direction of prevailing winds, d [km], approximately in relation to

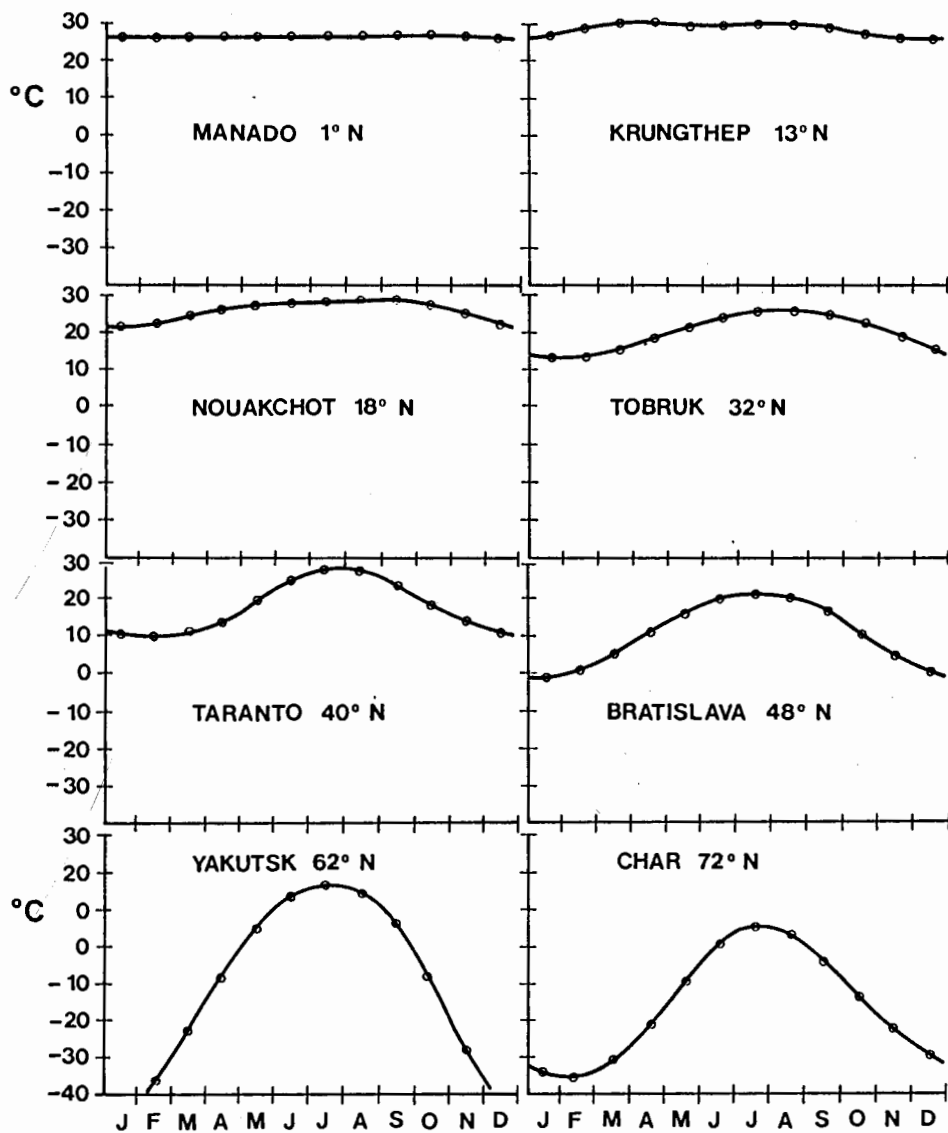


Fig. 2. Approximation of monthly mean air temperatures for selected localities by sinusoidal approximation (periodic regression). The equation for KRUNGTEP at 13° corresponds to $T(t) = 28.13 + 1.86 \sin(t + 299.9) + 1.03 \sin(2t + 265.2)$, the one for CHAR at 72° to $T(t) = -16.25 + 19.94 \sin(t + 243.6) + 1.83 \sin(2t + 85.2)$

$d^{0.21}$. It means that the amplitude increases already 1.6x for the first 10 km downwind from the sea, approximately 2.6x for a distance of 100 km and 4.3x for a distance of 1000 km. For the highest d covered in Linacre's analysis, 8800 km it represents an almost 7x increase.

One question, similarly to solar radiation, not fully clarified is whether there are significant differences between the Southern and Northern Hemispheres in the average temperatures and their amplitudes as indicated, e.g., by a figure in Ricklefs (1974). If so, the question is if this is in addition to differences created by the overland distance. The overland distance is, on the average, at latitudes above 40° much higher in Eurasia than in South America. However, an effect independent of the continentality seems also to be supported by some older observations of the average oceanic temperatures given in Moore (1972).

Air temperatures can be, like water temperatures (see below) successfully approximated by periodic regression (e.g. Bliss 1970) resulting in sinusoidal curves of the second order with the generalized equation

$$T(t) = A_0 + A_1 \sin(t + G_1) + A_2 \sin(2t + G_2) \pm S_{yx}$$

where A_0 is the annual average temperature,

A_1 the semiamplitude of the annual temperature wave,

G_1 the phase shift of the annual wave,

A_2 the semiamplitude of the semiannual wave,

G_2 the phase shift of this wave, and

S_{yx} the standard error of the regression estimate.

Figure 2 and the equations given for Krungthep and Char show that (similarly to water temperatures) the second harmonics, although low in absolute values, is relatively dominant at low latitudes but negligible at high latitudes. The equatorial locality Manado shows an almost constant monthly average temperature all over the year.

The predictions of surface water temperatures based upon the approximation formulae in Straškraba (1980) have been found useful by a number of authors, also when during detailed verifications for specific regions a high spread around the predicted pattern was mentioned by van Schalkwyk & Walmsley (1984) for South Africa as well as Green et al. (1987) for New Zealand. The effect of continentality (expressed by the overland distance) recognized to play such an important role for air temperatures was not yet investigated for freshwaters, but is very probable. E.g., the New Zealand lakes in Green et al. (1987) have on the average a lower amplitude, which will agree with the hypothesis of the effect of continentality. The present author is accumulating data to test this hypothesis. It is also not to be forgotten, that the approximation in Straškraba (1980) is intended for a low altitude, relatively small lake (surface area $A \gg 100\text{ha} \gg 1\text{km}^2$). The effect of lake size (wind fetch) and depth is known from several sources (e.g., Shuter et al. 1983, Green et al. 1987). For reservoirs, another important variable is their theoretical retention time, as shown below.

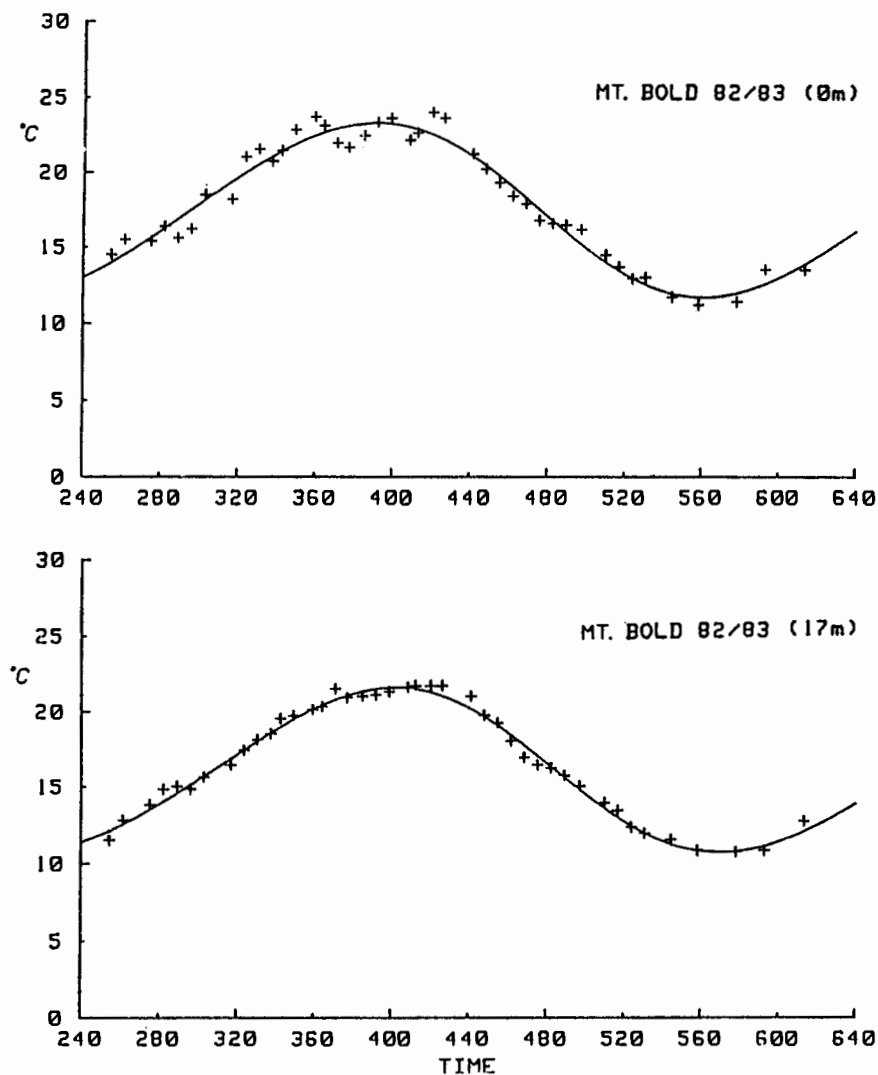


Fig. 3. Temperature approximation of surface water temperatures (upper panel) as well as temperatures at a depth of 17m (lower panel) of the Mt. Bold Reservoir near Adelaide, Southern Australia from September 1, 1981, (day 240) to August 31, 1982, (day 600). The corresponding equations with the phase shift corrected for the calendar year are:

$$T_S(t) = 17.48 + 5.76 \sin(t + 64.3) + 0.28 \sin(2t + 305.7)$$

$$T_{17}(t) = 16.02 + 5.41 \sin(t + 54.2) + 0.31 \sin(2t + 309.1)$$

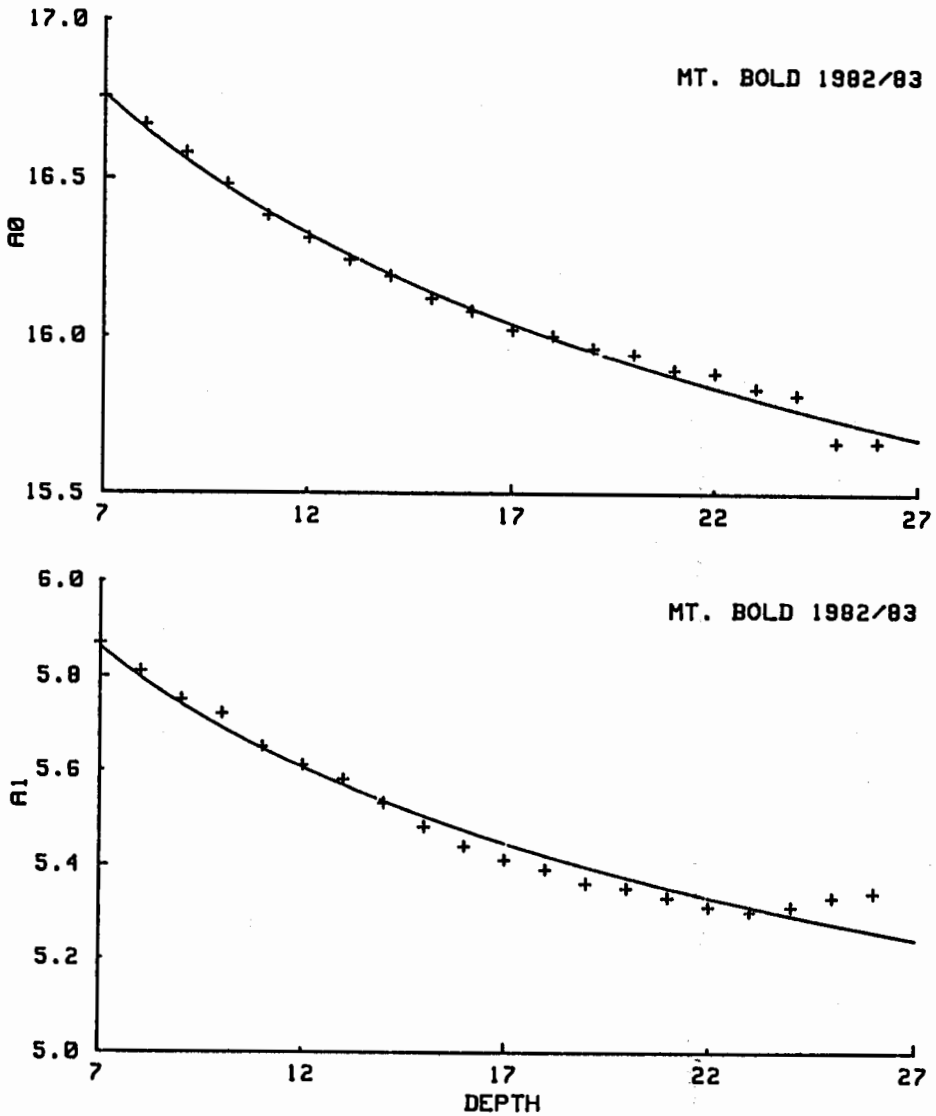


Fig. 4. Approximation of the depth distribution of annual average temperatures (from the thermocline depth downwards): $A_0 = 17.1 \cdot \exp(-0.0321z)$, $n = 15$, $r = -0.996$ (upper panel) and of the annual semiamplitude : $A_1 = 7.2 \cdot \exp(-0.0256z)$, $n = 15$, $r = -0.991$ (lower panel) in Mt. Bold Reservoir, 1982/83.

New elaborations with periodic regression of lake temperatures suggest, that good sinusoidal approximation is feasible not only for surface, but also for deeper strata. Figure 3 shows such results for two depths in Mt. Bold Reservoir at about 34 °S ($\phi' \approx 30^\circ$), providing water supply for Adelaide in South Australia. I have obtained the data by the courtesy of Prof. G. Ganf of the Department of Botany, University of South Australia. Typical feature of the annual course of temperatures in deeper strata of monomictic or dimictic lakes is that in the warming period they progressively diverge from surface temperatures, while later in the year, during the mixing period, they are nearly identical. Concerning the sinusoidal approximation this means that in deeper strata the second harmonics starts to increase, being negligible at the surface. In figure 4 the monotonous, slightly exponential decrease of the average temperatures (A_0) from the surface with depth is seen. For the semi-amplitude (A_1) the decrease is evident only starting from the thermocline depth at 4m and is clearly exponential. The exponential character of the drop for strata below the thermocline is in agreement with the theory (exponential penetration of radiation into the water mass). For highly throughflowing reservoirs the situation is different, the exponential shape being distorted by lateral water layer movements.

The measurements at Mt. Bold have been made in few-day intervals and it is, therefore, possible to estimate for this locality the short term between-day variability around the average approximation curve of the surface temperatures. The corresponding statistics will be $S_{yX}(T(t))$, which in this case corresponds to 0.91 which signifies, that the 95% confidence interval around the curve will be shifted, on the average, by $\pm 1.82^\circ \text{C}$ around the mean curve.

I have also applied this method to IBP measurements, which were available for less frequent (14 days to one month) measurements. The standard error of the regression estimate expresses in this case the degree of variability of more longer-term temperature oscillations around the smooth curve. Estimates of standard error can also be obtained for individual parameters of the periodic regression, e.g., $S_{yX}(A_0)$ and $S_{yX}(A_1)$. These are the values I have used for estimating the stochastic component of lake temperatures. Because S_{yX} is expressed in absolute values that are related to the annual average and its regular annual oscillations expressed by the parameters A_0 and A_1 , I have normalized the values of S_{yX} for the corresponding parameters. The resulting latitudinal trend of this kind of stochastic variability is plotted in figure 6. The upper panel shows, that variability increases with latitude roughly linearly, and that this trend can be approximated by:

$$S_{yX}(A_0) = 0.38 + 0.0117 \phi',$$

spread around this trend being rather high. For the amplitude the normalized degree of variability shows major distinction between localities below $\phi' < 25^\circ$, where the spreading is high, and localities above $\phi' > 25^\circ$, where the spread is low. It is not possible to express this trend by a simple relationship. The hyperbolic curve for A_1 shown in figure 5 cannot be used for more

than a demonstration. Statistically it is a significant ($P < 0.01$), but nevertheless not an useful approximation.

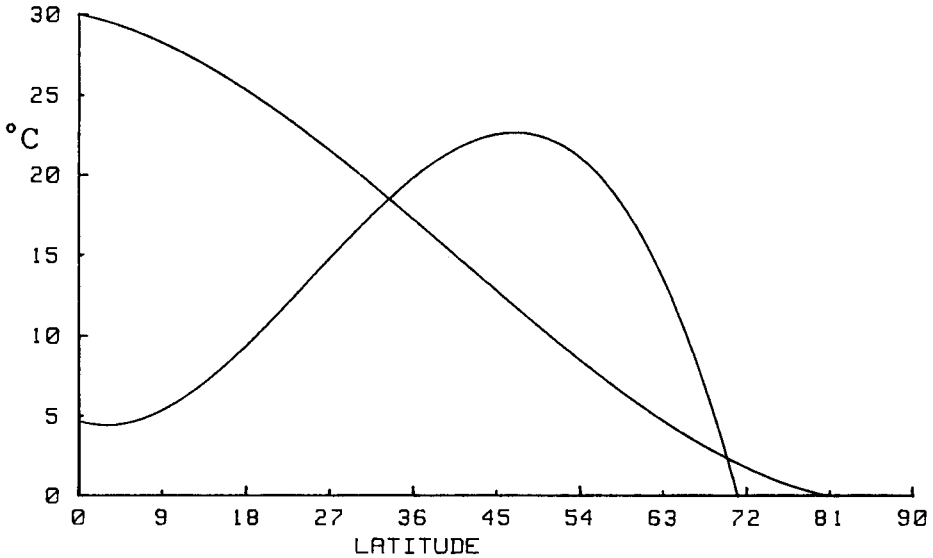


Fig. 5. Approximation of the latitudinal trends of lake surface temperatures according to Rjanzhin (1989). Equations are given in text.

Rjanzhin (1989) commented justly (see the above explanation for air temperatures) that the sinusoidal approximation of the first order (basic harmonics) is valid only for latitudes above about 23.5° while near the equator the second harmonics reaches a higher amplitude than the basic one. Moreover, in lakes with ice cover the approximation is strictly valid only for the ice-free period, while the water below ice remains at temperatures close to zero. For these reasons, Rjanzhin is using for latitudinal approximations of the distribution of seasonal amplitudes the simple difference between maximum and minimum monthly means, rather than the values of the seasonal amplitude obtained from periodic regressions. In this respect, the results are exactly comparable with figure 1 for air temperature. Lewis (1987) correctly commented that the linear decrease of average surface water temperatures with latitude in Straškraba (1980) is not fully corresponding to observations and Rjanzhin calculated this relationship for data he assembled to be approximated in relation to the uncorrected latitude, ϕ , by:

$$T_{A, av} = 30.0 - 0.12\phi - 9.3 \times 10^{-3}\phi^2 + 7.66 \times 10^{-5}\phi^3$$

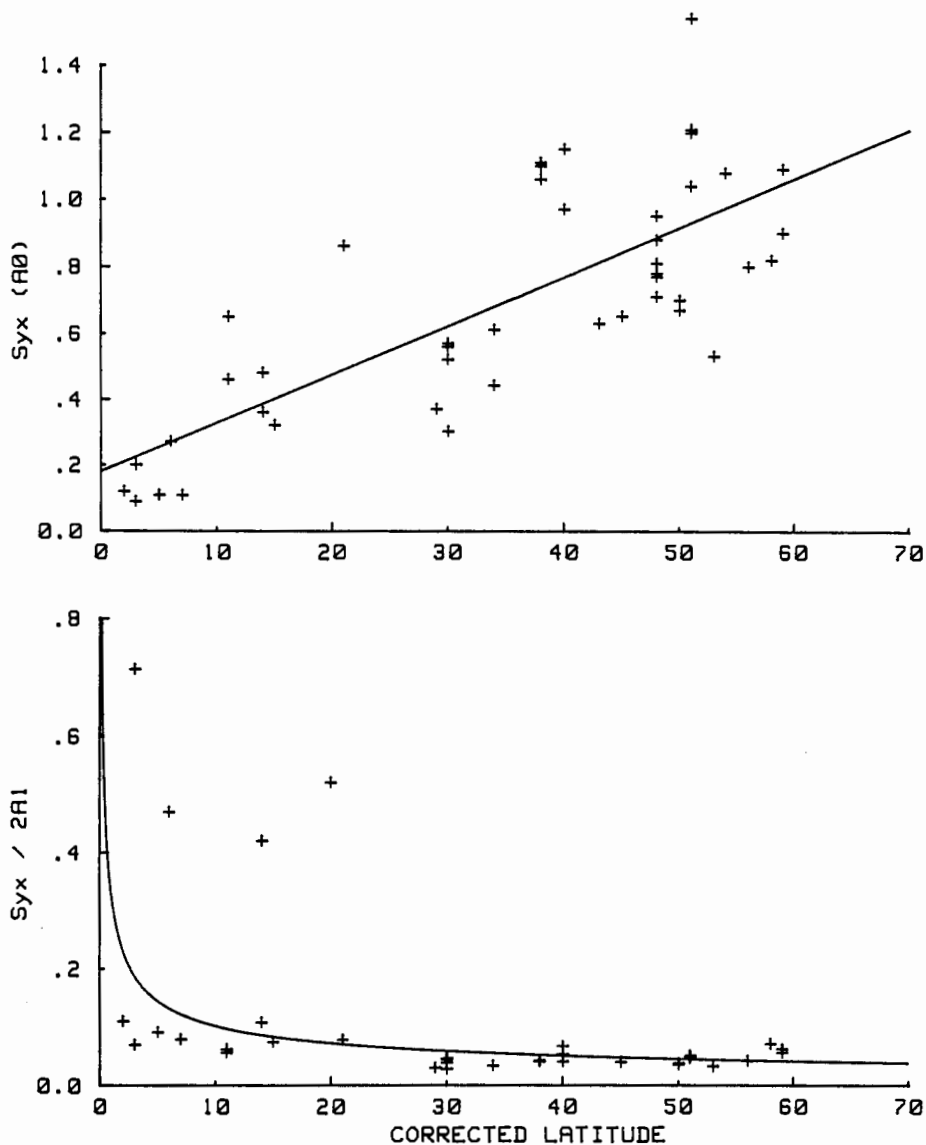


Fig. 6. The relative stochastic variability of water temperatures expressed as the ratio of the standard error of the estimate of the given parameters of periodic regression and the corresponding variable for average temperature and the annual amplitude (A_0 and $2A_1$, respectively) plotted against corrected latitude. Upper panel - plot for the average temperature, lower panel - plot for the annual amplitude.

The nonlinear shape obtained (Fig. 6) is consistent with the above observations for air temperatures. The curve for the annual amplitude he derived is, in spite of that his latitudes are uncorrected (however, only few Southern Hemisphere data are included) fairly similar to this in Straškraba (1980) and is approximated by:

$$A_1 = 4.7 - 0.187\phi + 3.24 \times 10^{-2} \phi^2 - 4.32 \times 10^{-4} \phi^3$$

MAJOR LIMNO-GEOGRAPHICAL REGIONS

For **solar radiation**, the average values show an increasing trend up to 15° latitude, are almost constant up to 35° latitude and drop off at higher latitudes. Minima and maxima of the annual periodic component are rather stable (with identical annual variability) over a range of latitudes from 0° to 35° whereas, at higher latitudes, the range of regular annual variation increases rapidly, largely due to minima dropping to near-zero. From IBP data which I have analyzed it seems that stochastic variability shows a steady increase from the meteorological equator upwards. This hypothesis is supported by the similar picture obtained below for air and water temperatures.

For **average temperatures**, surface water and air values are fairly close at low latitudes but diverge as latitude increases (Fig. 7). This is due to the low limiting temperature for water being around 0° C, while no such limit exists for air temperatures. The confrontation also suggests, as pointed out above, that the linear approximation of the latitudinal trend does not seem justified, as both solar radiation and air temperatures, to which is the surface water temperature related, possess a nonlinear trend. Semi-amplitudes are also similar for air and water at lower latitudes but start to diverge rapidly at 35-40°. Also, near the equator the minima and maxima seem to lie closer for water than for air temperatures.

Figure 8 compares the extent of the periodic component for air and water temperatures. While the range between maximum and minimum temperatures increases continuously from the equator onwards for air temperatures, latitudinally averaged maximum and minimum lake surface temperatures - according to these approximations - first increase, but since about 50° level out and start to decrease. Minimal air temperatures decrease continuously to the poles, whilst surface water temperature does not. Minimal temperatures lie close to maximal ones between latitudes of 0° and 15° but the max-min difference increases with latitude up to 35°, and at about 40° the minimum temperature of the surface water remains at 4°C. This is, of course, a crucial point for lakes despite Berg's (1963) demonstration that lakes as Cayuga in New York with surface temperatures of 4°C need not necessarily freeze. Moreover, saline lakes will differ from freshwater ones in this respect.

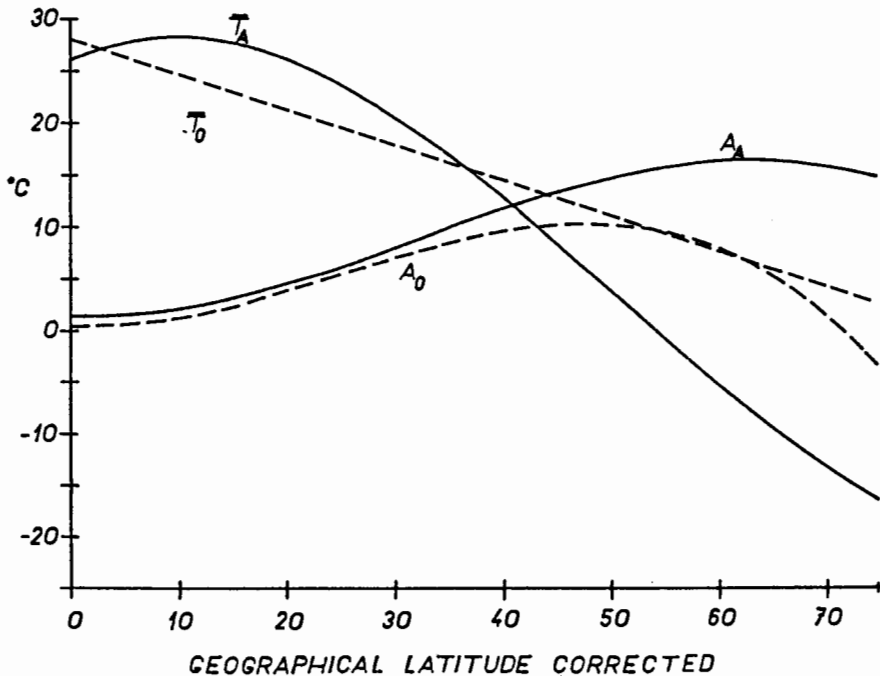


Fig. 7. Confrontation of the latitudinal trends of the average temperature and annual amplitude for air and lake surfaces based on figure 1 and on the approximation by Straškraba (1980). The figure demonstrates the divergence of amplitudes for the air (A_A) and for surface water (A_0) and the justification for the more correct nonlinear latitudinal trend of average surface water temperatures (T_0).

In figure 9 envelope curves outlining the approximate spread of values between localities included into the corresponding observations for average temperatures and annual semiamplitudes are given. The much higher spreading of air temperatures as well as other character of the ranges for air and water is apparent. The stochastic component expressed as the ratio between the standard deviation and the mean for the locality suggests linear increase with latitude. Comparison of the same ratio given in figure 6 for the amplitudes with figure 9 suggest, that this ratio is misleading, the high ratios at low latitudes being simply a consequence of low absolute values of the amplitudes.

For **precipitation and water flow**, representing important hydro-meteorological variables the average values show a negative water budget (i.e., evaporation exceeds precipitation) resulting in zero water flow. There is an apparent extreme spread of both the periodic and stochastic components between latitudes 15° and 35° , with seasonal minima reaching zero. The seasonal variability of rainfall is depicted in Ricklefs (1974, figure 11-3, based on data

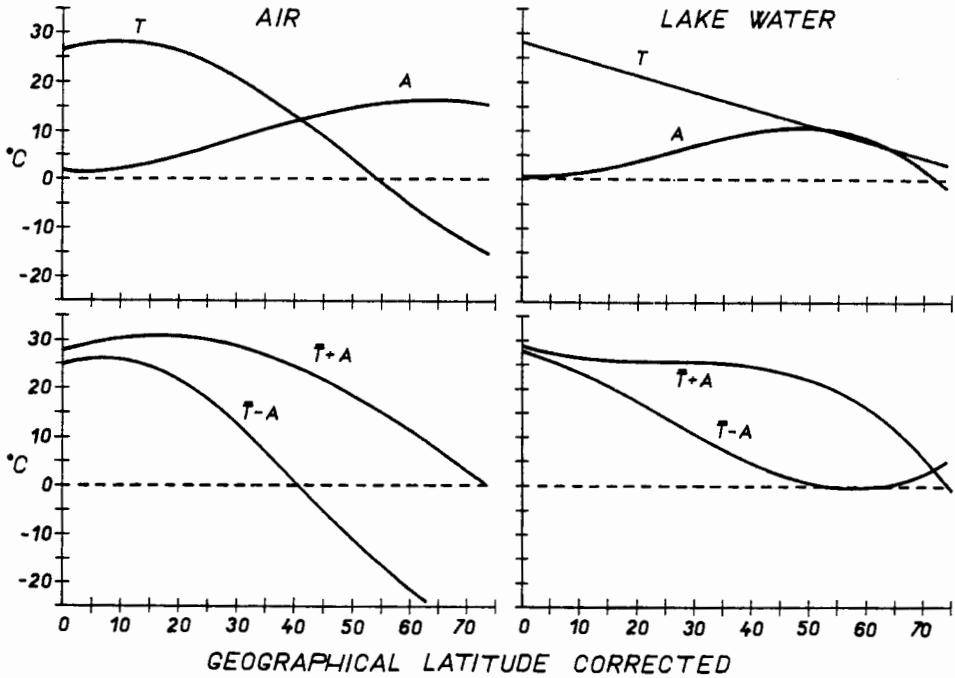


Fig. 8. The same curves as in figure 7 (upper panels). The lower panels show the annual maximal and minimal monthly mean temperatures, derived from the above curves.

from Clayton 1947). The figure shows for both hemispheres a nearly symmetrical figure (except for polar regions), with maximum annual variability at about 25° corrected latitude. This large variability and low average values are a feature that uniquely distinguishes the dry region from all others and due to sensitivity of soil erosion to rain intensity has also consequences for light extinction.

Light extinction, measured as the vertical light attenuation coefficient of visible wave lengths between 400-700 nm, can be considered as a composite variable since it is affected by mineral and organic matter suspended or dissolved in water. Although geographical differences in dissolved matter are known to occur (as in the black waters of the Amazon), there is no reason to attribute these to latitude. On the other hand the level of mineral turbidity is geographically dependent being closely associated with erosion due to rainfall, particularly with strong incidents of flash rainfall. In the dry region, the stochastic element is rather high. The turbidity of dry regions being high on the average is also connected with the fine character of suspensoids, related to soil qualities affected by weather conditions. This is also reflected in aquatic chemistry affected by soil erosion and associated turbidity.

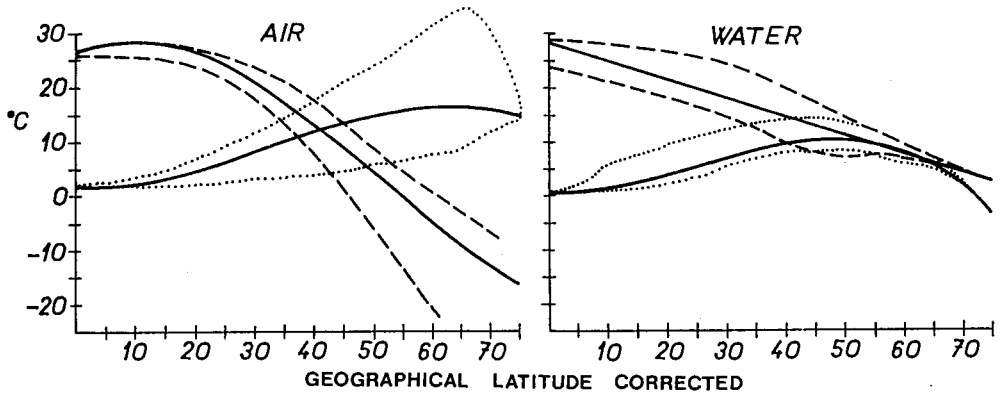


Fig. 9. Envelop curves for the stochastic variability between localities for air and water temperatures, based on the same date as used in figure 7.

The variables **mixing depth (z_{mix})** and **light available for the phytoplankton population (I_{avail})** are inter-related, the later being the integral of visible light over the mixing depth. Mixing depth only relates to deep stratifying lakes and the deeper mixing in tropical lakes is a generally accepted phenomenon. Surface temperature of lakes at low altitudes was found to drop below 4°C at the corrected latitude of 40 degrees which makes this latitude important as a boundary among different types of mixing patterns in lakes and reservoirs. The periodic component for z_{mix} indicates by means of two lines the annual minimum and annual maximum of mixing. The figure considers only two variables affecting I_{avail} , namely incident solar radiation and mixing depth, but mineral turbidity can be an important modifying factor which contributes greatly to the average periodic component and to stochastic variability.

Summary of the ideas about the latitudinal distribution of the annual average, seasonal and stochastic component for solar radiation, air temperature, precipitation as well as water temperature, mixing depths, turbidity (and light extinction) and the underwater light regime associated with both levels of turbidity and mixing for lakes is presented in figure 10. For some variables, these estimates are only gross guesses largely gained indirectly. Altitudinal variation was neglected so that the figure is valid for low altitudes only.

The picture obtained for the average, seasonal and stochastic components of the external driving variables affecting lake and reservoir limnology as well as that of the physical and chemical properties of lakes and reservoirs, permits to distinguish three major limno-geographical zones. Each zone is characterized particularly by certain variables and their average, seasonal or stochastic components (Table I). Only those features are listed which most

clearly characterize the region in question. However, it is also possible to create a matrix-like table showing for each variable the differences between the regions. Maybe a fourth zone exists in the Arctic (and Antarctic) at latitudes above 60°. This should be a zone of continuously frozen lakes. The usual assumption is that ice cover prevents mixing. As shown, e.g., by Likens (1975), this is not true.

VALIDITY OF LAKE-DERIVED LATITUDINAL TRENDS FOR RESERVOIRS

To what extent are these lake-based geographical zones valid for reservoirs?

The hydro-meteorological driving variables are the same for lakes and reservoirs. However, their consequences are similar only for reservoirs with long retention times ($R > 200$ days). This critical value is derived from observations about the dependence of the degree of reservoir stratification on R summarized in Straškraba et al. (in print). Stratification is less expressed in more throughflowing temperate reservoirs, from full mixing in rapidly flushed ones through various degrees of more intensive than in lakes mixing up to almost full lake-type

Table I. Three major limno-geographical macro-zones.

TROPICAL REGION (0-15 DEGRES)	
RADIATION	Highest annual average radiation with very low seasonal and stochastic component.
PHOTOPERIODICITY	Constant
MIXING	Deepest
DRY REGION (15-35 DEGRES)	
HYDROLOGICAL BUDGET	Negative, leading to extreme stochastic variability of precipitation and flow rates
MINERAL TURBIDITY	Extremely variable in connection with the above
CHEMICAL COMPOSITION	Extremely variable
TEMPERATE REGION (35-60)	
RADIATION	Largest seasonal component of the variability of incident solar radiation and of radiation available to lake phytoplankton
AIR AND SURFACE TEMPERATURE	Largest seasonal and stochastic components of variability
MINIMUM SURFACE TEMPERATURE	Reaching freezing point

stratification. This is due to the effect of the water masses of the inflowing river and its layering in the reservoir as described, e.g., in Hejzlar & Straškraba (1989). As a consequence, surface temperatures are lower in throughflowing reservoirs in the corresponding region and of equivalent morphometry. In general, such reservoirs are more subject to stochastic variability in the external driving forces, particularly in flow rates. The heat budget is different and so are the variables related to light conditions, mainly due to more rapid spreading of turbidity from the inflowing river. Also, consequences for chemical and biological variables are in these conditions different from those in lakes (Straškraba et al. in print).

These differences provide justification for emphasizing the usefulness of comparing lakes and reservoirs by their retention time (or, less precisely by their watershed/water surface area ratio). Arid zone reservoirs may differ from temperate ones in this respect because they are designed to store water for longer periods.

The typology of lake stratification based on Löffler & Hutchinson as revised by Walker & Likens (1975) distinguishes four major mixing types: (i) meromictic lakes with an annual vertical mixing that is only partial and with the water mass divided into three vertical zones; (ii) monomictic lakes which are mixed for one period of the year; (iii) dimictic lakes which mix twice a year in spring and autumn; and (iv) polymictic lakes which are shallow water bodies fully mixed to the bottom. This classification is applicable to reservoirs. However, as shown above, it is only true for long retention reservoirs. For short retention ones the modifying effect of throughflow needs to be taken into consideration.

MESO-GEOGRAPHICAL ZONATION IN RESERVOIRS AND LAKES

Comparative limnology of lakes and reservoirs must take account of differences due to nature and due to man's activities. Both are significantly influential in determining standing water characteristics. In addition to the geographical differentiation discussed above, there are finer differences within this larger framework due to local orography, hydrology, geology and vegetation. Man's influences are related to the local economy, watershed management and lake/reservoir use. The latter is most influential when economic development in the watershed modifies not only water quality but also the hydrology of the region. Water quality is affected by watershed land usage and the quantities of pollutants allowed to enter the reservoir. As a consequence, reservoirs develop specific characteristics resulting for this mixture of global, local, natural and man-made influences.

One useful biogeographical orientation that may be applicable to reservoir limnology is the finer distinction of climatic-phytogeographic regions (e.g., Walter & Breckle 1991). These regions are based upon the feedback effects between climate and vegetation. Soil

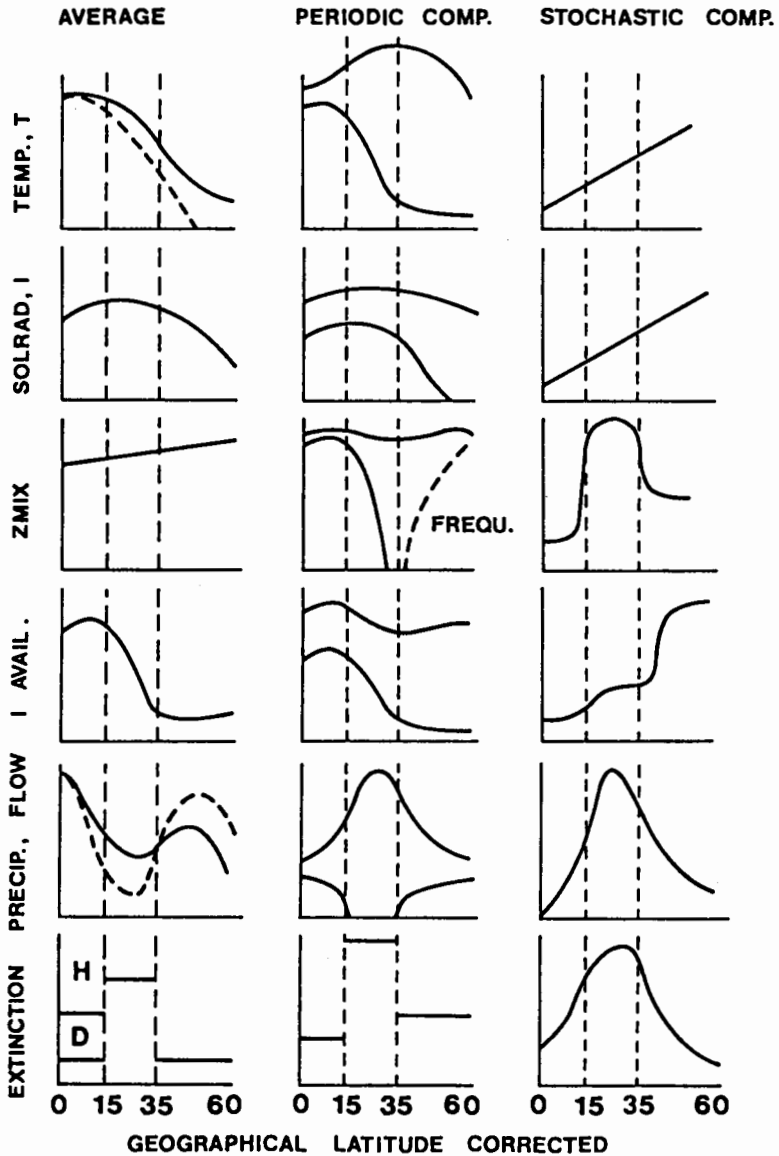


Fig. 10. Summary of the average, seasonal and stochastic components of latitudinal variations of solar radiation, air and water temperature, precipitation and water flow, turbidity and light available to phytoplankton.

characteristics are affected by both climate and vegetation, too. The combined effects of all three variables are important for water bodies in the respective regions, since hydrology and aquatic chemistry are affected by vegetation and soil properties (see, e.g., Borman & Likens 1979). It may be that the link is closer for the rivers of the region than for the lakes.

DISCUSSION

This clear distinction of three major zones is based mostly on empirical data. However, it seems possible to derive the same conclusions on more theoretical grounds, starting from the latitudinal distribution of incident radiation and the consequent heat budget of the earth. In this respect most advanced is the attempt by Arai (1972), who analyzed the thermal structure of natural lakes from the viewpoint of global phenomena, based on heat balance considerations. Theoretical derivation of mean air temperature is the subject of a recent paper by Vardavas (1987). His model aim also at predicting the effect of elevated CO₂ and other variables, which is useful for estimating possible future changes of climate due to global warming. It might be useful to attempt a similar theoretical derivation for lake surface temperatures and confront both the theoretical air and water temperature computations with the empirical observations. This can also lead to estimates of expected changes in freshwater ecosystems due to global warming.

The separation of the dry region as a characteristic limnological entity starts to appear also on the basis of other limnological observations, as assembled, e.g., by Thornton & Rast (in print).

REFERENCES

- Anonymus 1960-1970. *Soubor map Poznáváme svět. (Collection of maps)*. Ústřední správa geodézie a kartografie, Praha, Czechoslovakia.
- Arai T. 1972. Characteristics of thermal structure of the natural lake analyzed from the global viewpoint. *Geographical Review of Japan* 45: 601-616.
- Berg C. O. 1963. Middle Atlantic states. In: *Limnology in North America*. Ed.: D.G. Frey. Univ. of Wisconsin Press, Madison, pp. 191-237.
- Bliss C. J. 1970. *Statistics in Biology, Vol 2*. McGraw Hill, New York, pp.1-457.
- Borman F. H. & Likens G. E. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer, New York, pp. 1-253.
- Bridgman H. A. 1969. The radiation balance of the Southern Hemisphere. *Arch. Met. Bioph. Biokl. Ser. B* 17:325-344.

- Burluckaya V. M. & Samoilenko V. S. 1972. Usloviya formirovaniya vozdušnykh mass v severnoj tchasti Tichogo Okeana. (Conditions of forming air masses in the northern part of Pacific ocean. - In Russian). *Trudy Inst. Okeanologii* 57:93-116.
- Green J. D., Viner A. B. & Lowe D. J. 1987. The effect of climate on lake mixing patterns and temperatures. In: *Inland Waters of New Zealand*. Ed.: A. B. Viner. DSIR Scientific Information Publishing Centre. Wellington, pp. 65-95.
- Hejzlar J. & Straškraba M. 1989. On the horizontal distribution of limnological variables in Římov and other stratified Czechoslovak reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih., Ergebn. Limnol.* 33:41-55.
- Houghton H. G. 1954. On the annual heat balance of the Northern Hemisphere. *J. Meteorol.* 11:1-9.
- Kunský J., Málek R. & Vrána O. 1964. *Zeměpis světa. Austrálie, Oceánie, Oceány, Polární kraje.* (*Geography of the world. Australia, Oceania, Oceans, Polar Regions.* - In Czech). Orbis, Praha, pp. 1-434.
- Landsberg H. E. 1961. Solar radiation at the earth's surface. *Solar Energy* 5:95-98.
- Lewis W. M. 1987. Tropical Limnology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 159-184.
- Linacre E. T. 1969. Empirical relationships involving the global radiation intensity and ambient temperature at various latitudes and altitudes. *Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B* 17:1-20.
- Moore H. B. 1972. Aspects of stress in the tropical marine environment. In: *Advances in Marine Biology vol. 10*. Ed.: F. Russel & M. Yonge, Acad. Press, San Diego, pp. 217-260.
- Péczely G. 1974. Variability of monthly and annual mean temperatures on the Earth. *Időjárás* 78:202-209.
- Ricklefs R. E. 1974. *Ecology*. Chiron Press, Newton, Massachusetts, pp. 1-861.
- Rjanzhin S. V. 1989. *Zakonomernosti temperaturnogo rezhima presnovodnykh ozer mira*. Institut Ozerovedenija AN SSSR, Leningrad, Preprint. pp. 1-69.
- Schuter B. J., Schlesinger D. A. & Zimmerman A. P. 1983. Empirical predictions of annual surface water temperature cycles in North American Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1838-1845.
- Straškraba M. 1980. The effect of physical variables on freshwater production: Analyses based on models. In: *The Functioning of Freshwater Ecosystems*. Ed.: E. D. LeCren & R. H. Lowe-McConnell. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 13-84.
- Straškraba M. & Gnauck A. 1985. *Aquatic Ecosystems. Modelling and Simulation*. Elsevier, Amsterdam. pp. 1-309.
- Straškraba M., Tundisi J. & Duncan A. (in print). *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- Thornton J.A. & Rast W. (in print). A test of hypothesis relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Ed.: M. Straškraba, J. Tundisi & A. Duncan, Kluwer, Dordrecht, Netherland.
- Van Schalkwyk D. J. & Walmsley R. D. 1984. Prediction of surface temperature of South African impoundments. *J. Limnol. Soc. Sth. Afr.* 10:57-61.
- Vardavas I. M. 1987. A simple model for rapidly computing terrestrial flux, solar flux and global mean

surface temperature. *Ecol. Modelling* 35:189-210.

Walker K. F. & Likens G. E. 1975. Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 442-458.

Walter H. & Mans S. W. 1991. *Ökologische Grundlagen in globaler Sicht (Ökologie der Erde, Bd 1)*. 2, bearbeitete Auflage. Gustav Fischer, Stuttgart. pp. 1-238.

REPRESAS DO PARANÁ SUPERIOR: LIMNOLOGIA E BASES CIENTÍFICAS PARA O GERENCIAMENTO

José Galizia TUNDISI

Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
Universidade de São Paulo
Escola de Engenharia de São Carlos
São Carlos, SP, Brasil

RESUMEN: REPRESAS DEL PARANÁ SUPERIOR: LIMNOLOGÍA Y BASES CIENTÍFICAS PARA SU MANEJO.- Las represas de la cuenca del Paraná Superior, principalmente aquellas localizadas en el Estado de Saõ Paulo, constituyen importantes ecosistemas artificiales que alteran las características hidrológicas y ecológicas de los ríos Tietê, Paranapanema, y Grande. Construidas inicialmente para la producción de hidroelectricidad, estos sistemas son utilizados actualmente para fines, de navegación, irrigación, recreación, turismo, pesca intensiva y acuicultura. Desde el punto de vista limnológico, estos ecosistemas, polimícticos en su mayoría, tienen una producción primaria fitoplanctónica moderada o alta (500 a $2000 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), altas concentraciones de nutrientes en el sedimento y en el agua intersticial, y están sujetos a eutrofización debido al uso intensivo de la cuenca hidrográfica, con descarga de fertilizantes, desechos industriales y residuos domésticos. Estos sistemas mantienen una alta diversidad del fitoplancton y del zooplancton, su morfometría es relativamente compleja y son altamente inestables debido a pulsos producidos por la operación de embalse y a factores climatológicos. El manejo de estos embalses incluye un control efectivo de la cuenca hidrográfica y la aplicación de ecotecnología tal como control de compartimentos, recuperación de la vegetación ribereña o uso de las áreas anegadas para reducir la carga de nutrientes, y el manejo del movimiento de embalse para controlar los florecimientos de cianofíceas y la calidad del agua del sistema. El marco teórico para el manejo de estos embalses está siendo desarrollado a través de las investigaciones básicas sobre su limnología.

ABSTRACT: RESERVOIRS OF THE UPPER PARANÁ RIVER SYSTEM: LIMNOLOGY AND SCIENTIFIC BASIS FOR MANAGEMENT.- Reservoirs of the upper Paraná river system, especially those located in São Paulo State, are important artificial ecosystems which interfere with the hydrology and ecology of the main tributaries of the Paraná: Tietê, Paranapanema, and Rio Grande. Built initially for power generation, these systems are now also used for irrigation, fisheries, recreation and aquaculture. All these reservoirs are polymictic, with moderate to high levels of phytoplanktonic production ($500 - 2000 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), high concentrations of inorganic nutrients in the sediments, and subjected to intensive eutrophication due to input from their watersheds where agricultural and industrial activities, and urbanization producing various types of wastes are widespread. These systems have high diversity, are highly unstable, with complex morphology and frequent pulses produced by the operation of the dams and climatological factors. Management of these reservoirs include an effective control of the watershed, the application of ecotechnology to control the compartments, the recovery of the riparian forest and reduction of the input of nutrients. The water quality can be managed by modifying the reservoir's retention time. A theoretical framework for the management of these reservoirs is being developed through basic surveys on their limnology.

INTRODUÇÃO

Reservatórios do Paraná Superior são sistemas de grande porte que interferiram consideravelmente na hidrologia dos rios Tietê, Paranapanema, Grande e do próprio Rio Paraná, além de produzir alterações ecológicas regionais importantes. As áreas inundadas por reservatórios na bacia do Rio Paraná Superior atualmente constituem aproximadamente 15.000 km² (Tundisi 1989). Os impactos produzidos por estes grandes ecossistemas artificiais nas bacias hidrográficas são bem conhecidos: dentre os principais destacam-se os efeitos na hidrologia regional, a inundação das matas ciliares e de áreas alagadas do rio (várzeas, lagos marginais, pântanos), a interferência com processos biológicos nos rios (migração, reprodução e alimentação), a interferência com processos físicos e químicos (aumento da profundidade, alterações no balanço de oxigênio dissolvido e na circulação, alterações na concentração e transporte de material em suspensão e na hidrodinâmica dos sistemas aquáticos). Outros impactos incluem modificações econômicas e sociais na região de inserção do reservatório e, em alguns casos, extensas alterações no rio à jusante (Balon & Coche 1974; Baxter 1977; Heide 1982; Tundisi 1986a). Todas estas consequências podem ser decorrentes de impactos **diretos** ou **indiretos** da construção de represas. Após o impacto inicial, continuam as alterações no próprio reservatório, devido aos usos múltiplos da bacia hidrográfica, aos sistemas de operação e aos usos múltiplos dos reservatórios.

Bonetto et al. (1987) listam, por exemplo uma série de problemas com reservatórios, tais como, aumento da eutrofização e do material em suspensão, alterações hidrológicas, influência dos deltas de rios e vales fluviais à jusante, efeitos de influentes industriais, acúmulo de nutrientes e desenvolvimento rápido de macrófitas e cianofíceas. No caso dos reservatórios do Paraná Superior, ainda há um outro problema geral extremamente grave que é a toxicidade acumulada, resultado de usos intensivos de herbicidas e pesticidas nas bacias hidrográficas. Estas represas são, portanto, ecossistemas de grande interesse ecológico, econômico e social.

Neste trabalho procura-se dar ênfase na discussão dos aspectos ecológicos do problema, considerando-se a base teórica para a compreensão dos mecanismos de seu funcionamento e a necessária fundamentação científica para desenvolver metodologias adequadas de gerenciamento.

REPRESAS E A TEORIA ECOLÓGICA

Deve-se considerar, sem dúvida, as relações reservatório/bacia hidrográfica, destacando-se a área e volume do reservatório, a área da bacia hidrográfica, os tipos de solo da bacia hidrográfica, e o ciclo hidrológico e a geomorfologia regional. Um dos problemas fundamentais a considerar é a dimensão da bacia hidrográfica, a sua compartimentalização (montante/

jusante), as interações com outras bacias hidrográficas e a sua localização geográfica, o que implica em propriedades climáticas dadas por latitude, longitude, altitude, sazonalidade e ciclos (Vollenweider 1968). Deve-se, portanto, considerar neste sistema: a) as propriedades da bacia hidrográfica (geológica climáticas, cobertura vegetal e compartimentos, b) as propriedades da água, c) as características limnológicas dos reservatórios, e d) as alterações antropogênicas.

Determinar as principais interações entre as bacias hidrográficas e os reservatórios é fundamental para a implantação futura de programas de gerenciamento, principalmente dirigidos à aplicação de ecotecnologias e ao aproveitamento múltiplo do reservatório. As represas artificiais são, portanto, sistemas de grande interesse teórico uma vez que construídas por ação do homem, impõe mecanismos artificiais de controle dos rios e do sistema hidrológico. O conhecimento científico dos principais mecanismos de funcionamento têm duas derivadas principais: a aplicação de conceitos da teoria ecológica à sistemas artificiais controlados pela ação humana e a fundamentação necessária para aplicações.

Os princípios de ecologia teórica aplicados a reservatórios são os seguintes:

a) **Sucessão de comunidades terrestres e aquáticas:** após a interrupção do processo de sucessão das comunidades terrestres, pela inundação, deve-se considerar a sucessão das comunidades aquáticas em um sistema com fluxo interrompido e a alteração hidrodinâmica e no tempo de retenção. A organização da comunidade planctônica, depende, em grande parte, do tempo de retenção e da distribuição temporal e espacial de variáveis físicas e químicas no reservatório. Alterações nas atividades humanas (quantitativas e qualitativas) modificam padrões de sucessão de comunidades no reservatório. Instabilidades no reservatório interferem no ciclo de sucessão (Reynolds 1987). Em represas onde a floresta permanece inundada, esta constitui um substrato importante para invertebrados e perifiton, interferindo na sucessão das comunidades do reservatório. É fundamental, também, reconhecer que a inundação produzida pela represa cessa **abruptamente** a sucessão nos sistemas terrestres e aquáticos.

b) **O conceito de pulsos:** pulsos no reservatório podem estar relacionados com as funções de força principais, tais como, climatologia e hidrologia (precipitação, ventos) e aos próprios mecanismos de operação do sistema (modificações do tempo de residência acopladas ao ciclo hidrológico, vazão vertida e turbinada, operações do volume de água). Pulsos de entrada de material em suspensão no reservatório pela intensa atividade agrícola na bacia hidrográfica e precipitação intensiva modificam as características físicas do sistema (penetração de luz, por exemplo), alteram o balanço de oxigênio e diminuem consideravelmente a produção primária fitoplanctônica.

Pulsos podem ser frequentes, de magnitudes variadas e, sem dúvida, introduzem um componente importante no funcionamento do reservatório, do ponto de vista de sucessão e de interferência nos ciclos biogeoquímicos (Tundisi et al. 1991).

c) **O conceito de ecotone e mosaicos:** variações espaciais no sistema e a heterogeneidade espacial são fundamentalmente importantes na diversidade das comunidades e no estabelecimento

de compartimentos no sistema. Ecotones, tais como as áreas alagadas, a mata ciliar e a zona litoral do reservatório, são fundamentais nos mecanismos de funcionamento ecológico. Manutenção de alta produtividade e diversidade biológica, alta taxa de desnitrificação em áreas alagadas associadas ao reservatório, remoção de nitrogênio e fósforo em matas ciliares e redução da carga de material em suspensão, são funções importantes do ecotone. Heterogeneidade espacial no reservatório, produzida pela compartimentalização, pode ampliar o espectro de diversidade biológica e possibilitar o uso intensivo de compartimentos.

d) **A teoria de biogeografia de ilhas e a colonização:** lagos e reservatórios em bacias hidrográficas podem ser considerados como os “equivalentes aquáticos de uma ilha” (Baxter 1977). A colonização de novos reservatórios depende, em muitos casos, da biota presente nas bacias hidrográficas, em lagoas marginais, áreas alagadas ou rios. Por exemplo, a fauna de peixes de reservatório têm, em grande parte, origem nos rios da região. O sistema de colonização e o tempo necessário para o estabelecimento de uma biota estável no reservatório dependem das características regionais, do tempo de enchimento, dos mecanismos de transporte de ovos, larvas e organismos. A teoria de ilhas aplicadas à represas e o estudo dos processos de mecanismos de colonização são importantes para compreender as bases da diversidade biológica do reservatório e suas flutuações (Fernando & Holcik 1991). Variações nos pulsos interferem na colonização. Alterações no nível de água do reservatório e a extensão de regiões de dessecação durante certos períodos são também fatores essenciais na colonização.

e) Um outro conceito importante é o da **conectividade** que possibilita compreender o grau de interdependência; também a covariância entre as funções de força, os processos biológicos e a distribuição espacial e temporal de organismos na bacia hidrográfica e na represa devem ser considerados. A conectividade entre os sistemas montante/jusante possibilita compreender adequadamente as transferências e entradas de nutrientes inorgânicos, substâncias tóxicas e o inóculo de organismos. A aplicação destes conceitos possibilita um delineamento adequado do funcionamento do reservatório e de suas características ecológicas principais. Todos estes conceitos podem ser utilizados na implementação de métodos para o gerenciamento e controle do reservatório. Problemas como o controle de florescimentos indesejáveis de cianobactérias, alterações no processo de sucessão, repovoamento de espécies nativas, controle de eutrofização, podem ser dimensionados e eventualmente resolvidos com estes conceitos de ecologia teórica.

f) Outro problema de importância teórica e que tem vastas aplicações é o da **evolução** ou, melhor, do **envelhecimento** do reservatório. O período em que a represa estabiliza a diversidade de espécies, a produtividade primária e a biomassa, depende evidentemente do volume, morfometria, tempo de retenção, do trecho do rio em que o reservatório foi colocado e, também, dos usos da bacia hidrográfica e dos impactos na represa. Nas represas do Paraná Superior eutrofização é uma causa fundamental no envelhecimento do reservatório (Tundisi 1981).

g) A **sazonalidade** nas represas está relacionada evidentemente com o ciclos climatológicos e hidrológicos e resulta em alterações no nível e do tempo de retenção com consequência na distribuição dos organismos, nos ciclos biogeoquímicos e na sucessão. Em regiões semi-áridas, intensa evaporação pode resultar em aumento da condutividade elétrica da água. Nos reservatórios do Paraná Superior, ciclo hidrológico, altura do nível do reservatório e tempo de retenção estão interrelacionados (Tundisi & Matsumura-Tundisi 1990).

LIMNOLOGIA DAS REPRESAS DO PARANÁ SUPERIOR

Uma síntese das principais características limnológicas destes sistemas foi feita por Tundisi et al. (1991). Nesta síntese, discutiram-se as condições fundamentais destes reservatórios, que são reguladas pelos seguintes fatores: **morfometria, sazonalidade e sistemas de operação**.

Reservatórios do Paraná Superior são ecossistemas com **morfometria complexa** e, portanto, multicompartimental, com padrão dendrítico que estabelece processos dinâmicos diferenciados no reservatório (advecção, circulação vertical e horizontal induzida pelo vento). Muitos reservatórios são relativamente rasos (máximo de 25 metros de profundidade) e largos (1 a 2 km), o que permite ação do vento efetiva no volume de água e, portanto, constante mistura vertical (Tundisi 1986a).

Quanto à **sazonalidade**, ela está relacionada com os ciclos hidrológicos e climatológicos. Em períodos de intensa precipitação (outubro a março), a vazão máxima (total de descarga) destes reservatórios atinge 1500 m³/s e em períodos de seca e no inverno (março a setembro) a vazão total de descarga é de um máximo de 250 m³/s. Em consequência, o tempo de retenção varia de 2 a 3 meses a até 6 meses; variações diárias nas vazões vertidas e turbinadas podem ocorrer. Alterações na altura do nível do reservatório produzem mudanças na zona litoral, modificações na margem e, em alguns casos, mortalidade em massa de macrófitas e rápida decomposição na antiga zona litoral. Com a subsequente inundação, um **pulso** de nitrogênio e fósforo pode ocorrer. Estas características da sazonalidade interferem com a sucessão das comunidades planctônicas, bentônicas e de peixes e, no caso de reservatórios novos, com os processos de colonização, e a estabilidade e a diversidade.

Um dos problemas fundamentais em reservatórios é o efeito do **sistema de operação** na limnologia da represa. A operação da passagem de água na barragem introduz um mecanismo adicional de controle no corpo principal do sistema; vazões vertidas, vazões turbinadas, altura das saídas de água, perfil de turbinagem, interferem com o tempo de retenção e induzem modificações hidrodinâmicas que aceleram, retardam ou interrompem a sucessão fito e zooplantônica. Intensidade e frequência das variações dos processos físicos, principalmente aqueles relacionados com a circulação vertical e a profundidade do "mixing", e o efeito dessas

variações na dinâmica do fitoplâncton foram estudados por Reynolds (1989). Em alguns casos, foi demonstrado para represas do Paraná Superior (médio Tietê) que há também um efeito mecânico em colônias, após turbinagem (colônias de *Microcystis aeruginosa* foram afetadas). Os sistemas de operação, portanto, são um fator importante na ecologia dos reservatórios. Ainda no caso do Paraná Superior há outra situação que deve ser apresentada, que é a situação de encadeamento ou em **cascata** das represas, o que impõe sistemas conjuntos de operação. Os rios Grande, Tietê e Paraná têm inúmeras represas em **cascata** com operação conjunta.

Quanto às características limnológicas destes reservatórios, pode-se afirmar que a maioria é polimítica (Arcifa et al. 1981; Tundisi 1981), com múltiplos compartimentos (Tundisi 1986b), sujeitos a frequentes **pulsos** de material em suspensão (durante períodos de intensa precipitação) e vento (durante o inverno) (Calijuri 1988), ou pulsos devidos ao sistema de operação, o que ocasiona perturbações na sucessão e sequência temporal do fitoplâncton (Tundisi 1990c), e com diversidade elevada do fitoplâncton e do zooplâncton, diferenciada nos vários compartimentos e no corpo central da represa (Matsumura-Tundisi et al. 1990). Rotíferos dominam os sistemas eutrofizados (Matsumura-Tundisi et al. 1990), sendo que nestes há frequentes florescimentos de *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. e *Anabaenopsis* sp. (De Fillipo 1987). A produtividade primária fitoplanctônica destas represas é da ordem de 500 a 2000 mgC m⁻² d⁻¹. Bancos de *Eichornia crassipes* e *Pistia stratioides* são comuns, principalmente nas mais eutróficas. Um aspecto característico de alguns destes reservatórios é o da “estratificação hidráulica” (Tundisi 1984), produzida por efeitos artificiais de saída de água a determinadas alturas da barragem e isolamento de um hipolímnio com pouca circulação e, em alguns casos, anóxico.

A maioria destes sistemas apresenta elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento (Esteves 1983) e na água intersticial (Whitaker 1987 e informação pessoal). O principal fator limitante ao crescimento do fitoplâncton é o fósforo, de acordo com dados recentes de Henry (1990). A circulação vertical com a qual se associa intensa oxigenação da coluna de água, precipita fósforo no sedimento, o que o torna indisponível para o fitoplâncton. Rápido crescimento de macrófitas e rápida decomposição de fitoplâncton aceleram os ciclos biogeoquímicos (Tundisi 1986b). Daí a concentração de nutrientes nas águas ser baixa (a não ser em casos de excessiva eutrofização). As comunidades de peixes destas represas foram bastante alteradas pela introdução sucessiva de espécies exóticas, o que, em parte, comprometeu o uso de reservatórios e, principalmente, da zona pelágica para funcionar como um sistema adequado de produção de biomassa. É evidente que estas represas têm mecanismos específicos de funcionamento que dependem do volume, da morfometria, da bacia hidrográfica e dos principais usos desta bacia e do reservatório. Nesta síntese procurou-se dar ênfase a alguns processos comuns e que caracterizaram o **sistema de represas do Paraná Superior**. Estes sistemas artificiais retêm parte dos nutrientes (principalmente N e P), funcionando, portanto, como acumuladores de fósforo e nitrogênio e retardando a eutrofização à jusante.

INTERAÇÕES ENTRE FUNÇÕES DE FORÇA, CICLOS BIOGEOQUÍMICOS E PROCESSOS BIOLÓGICOS

As principais funções de força que interferem com os ciclos sazonais de eventos, a sucessão e sequência temporal de espécies e os ciclos biogeoquímicos são, nesses reservatórios, a **precipitação, vento, taxas de vazão, e tempo de retenção**. Taxas de vazão e de retenção são controlados pelos sistemas de operação e de acordo com o ciclo hidrológico. Tempos de retenção muito curtos, de alguns dias, podem favorecer o desenvolvimento do picofitoplâncton. Tempos de retenção muito longos proporcionam o crescimento de cianobactérias, principalmente colônias de *Microcystis* sp. e *Anabaena* sp. Portanto, a organização da rede trófica, no nível de produtores primários e consumidores primários (principalmente zooplâncton herbívoro), pode mudar com tempos de retenção variável (Tundisi 1990a, b). Os pulsos produzidos por mudanças no fluxo e tempos de retenção podem produzir efeitos indiretos, tais como, o crescimento rápido de turbelários com alta densidade os quais, como predadores de cladóceros, produzem modificações na estrutura da rede alimentar (Matsumura-Tundisi et al. 1990). As taxas de vazão regulam também a concentração de oxigênio dissolvido à jusante.

Precipitação introduz, por drenagem superficial, fertilizantes e substâncias tóxicas. Grande parte das represas do Paraná Superior localiza-se em trechos de rios em que os terrenos basálticos são dominantes na bacia hidrográfica e, portanto, altamente utilizados para agricultura intensiva. Precipitação introduz também material em suspensão em grandes concentrações na represas (30 a 100 mg/l), o que pode produzir pulsos de baixa produtividade, diminuindo a penetração de luz em até 70% e reduzindo a zona eufótica a alguns centímetros (Tundisi et al. 1991). Altas precipitações e material em suspensão em elevadas concentrações podem também produzir entrada de nutrientes inorgânicos adsorvidos nas partículas de argila.

Ventos produzem mistura vertical permanente, sendo causa da polimixia em muitas represas. A distribuição vertical de diatomáceas coloniais (gênero *Aulacosira*) está correlacionada com o vento (Lima et al. 1978), sendo um fator considerável quantitativamente na distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica. Processos biogeoquímicos relacionados aos ciclos do fósforo e ferro, nesses reservatórios, são correlacionados com a ação do vento (Whitaker 1987). O vento atua em estratificações diurnas superficiais e, principalmente durante o inverno, é causa de frequente instabilidade dos sistemas (Henry & Tundisi 1988).

Instabilidades frequentes no eixo vertical e horizontal são fatores importantes nesses reservatórios, o que ocasiona também estágios de **compartimentalização temporal** do sistema. A compreensão científica do acoplamento desses fatores e sua repercussão nas comunidades é fundamental para prognosticar tendências e desenvolver programas de gerenciamento.

IMPACTO NOS RESERVATÓRIOS

Imediatamente após a construção e enchimento do reservatório, inicia-se uma série de impactos resultantes das atividades nas bacias hidrográficas e no próprio reservatório. Os principais impactos nos reservatórios do Paraná Superior têm sua origem basicamente em três tipos de problemas: *a)* a concentração de população; *b)* a concentração e diversidade da atividade industrial; *c)* a agricultura intensiva e a agroindústria.

Na parte superior do Paraná, nas bacias dos rios Grande, Paranapanema e Tietê, concentram-se aproximadamente 40 milhões de pessoas. O despejo de resíduos domésticos não tratados é uma fonte constante de eutrofização progressiva. Atividades industriais, a agroindústria, incluindo irrigação e seus despejos nos rios, o uso de fertilizantes e pesticidas, são origem de impactos qualitativa e quantitativamente importantes. De um modo geral, os seguintes problemas podem ser comuns:

1. Desmatamento, redução da cobertura vegetal e aumento do material em suspensão. Perda do mosaico.
2. Dessecamento e redução de áreas alagadas ao longo do reservatório. Redução da capacidade de tampão do ecossistema regional.
3. Aumento da toxicidade por efeitos da mineração, atividade industrial e agrícola.
4. Eutrofização acelerada.
5. Introdução de espécies exóticas.
6. Remoção de espécies ecologicamente importantes, por efeitos diretos ou indiretos.
7. Poluição do ar e chuva ácida, produzindo concentração de sulfatos no sedimento e outros efeitos.
8. Contaminação do sedimento por metais pesados.
9. Eutrofização e contaminação das águas subterrâneas.
10. Efeitos potenciais na saúde humana resultantes da deterioração da qualidade das águas.

Deve-se também considerar aumentos nos custos de tratamento de águas para abastecimento devido ao acúmulo e diversidade de impactos. A utilização de águas superficiais represadas em grandes reservatórios situados próximos aos grandes centros urbanos de grande densidade populacional é outro problema sério que demanda ações imediatas de gerenciamento e recuperação destes sistemas. Os problemas de eutrofização e toxicidade são os que demandam ações mais rápidas e efetivas para resolução imediata. Os usos múltiplos destes reservatórios do Paraná Superior incluem: produção de energia elétrica, navegação, irrigação, produção de biomassa, recreação e turismo, oferta de água para abastecimento público. O aumento e diversificação dos usos múltiplos produzem um aumento quantitativo e uma diversificação qualitativa dos impactos,

o que demanda ações múltiplas de gerenciamento integrados em uma visão sistêmica que se inicia evidentemente pela bacia hidrográfica e suas interações com o reservatório.

RECUPERAÇÃO, PROTEÇÃO E GERENCIAMENTO PARA USOS MÚLTIPLOS

A interação entre a base científica resultante de estudos de longa duração e projetos com amplo espectro de atuação é fundamental na proposta de atividades de recuperação, proteção e gerenciamento integrado destes reservatórios (Straškraba 1986; Tundisi 1989, no prelo). Por outro lado, a introdução de medidas de ecotecnologia no gerenciamento é fundamental. Nas principais ações de manejo e recuperação deve-se considerar:

- 1) a bacia hidrográfica, suas características geomorfológicas e ecológicas (mosaico);
- 2) o reservatório, e no caso de uma cadeia de reservatórios, a bacia hidrográfica dessa cadeia de sistemas.

Ecotecnologias podem utilizar muitas opções resultantes de **soluções ecológicas** que incluem o suporte à recuperação de ecossistemas e adaptação aos impactos antropogênicos, e o uso de sistemas naturais associados para reciclagem de elementos (**N** e **P**), e para reserva de espécies nativas. Outro processo ecotecnológico importante é o uso de sistemas de autorregulação do próprio reservatório, que constituem, então, a capacidade de resposta a níveis diferentes de fluxo (regulamentação do tempo de retenção e altura da saída). É fundamental também reconhecer a natureza multicompartimental dos reservatórios e sua complexidade e heterogeneidade espacial (vertical e horizontal). Nos métodos utilizados para a recuperação e gerenciamento dos reservatórios devem-se considerar as ações na bacia hidrográfica e na represa propriamente dita (Tundisi, no prelo):

Métodos de recuperação na bacia hidrográfica

- Controle da erosão e do transporte de sedimento.
- Reflorestamento com espécies nativa (no reservatório e nos rios).
- Regeneração e recuperação dos rios (reaeração e reconstrução de margem).
- Recuperação e restauração das áreas alagadas.
- Construção de pré-reservatórios nos tributários mais afetados.
- Reintrodução de espécies nativas (nos rios, no sistema terrestre).
- Manutenção de áreas de preservação como sistemas tampões.
- Controle e diminuição da carga externa.
- Controle da dispersão geográfica de doenças de veiculação hídrica.

Métodos de recuperação no reservatório

- Manejo e gerenciamento da margem e zona litoral.
- Manutenção de bancos de macrófitas.
- Controle do tempo de retenção.

- Isolamento químico do sedimento e/ou remoção.
- Aeração e desestratificação artificial.
- Reintrodução de espécies nativas no reservatório.
- Cultivo de peixes em tanques rede.
- Redução da penetração de luz com aumento do "mixing".
- Biomanipulação por introdução ou remoção de carnívoros.
- Controle da altura de saída da água.
- Medidas de regeneração à jusante (reoxigenação, restauração da margem do rio, reflorestamento ciliar).

É claro que o gerenciamento implica em sistemas adequados de transferência do conhecimento científico para a aplicação da tecnologia. Esta transferência pode ser feita a partir de estudos fundamentais, integração interdisciplinar, integração entre trabalho de campo e laboratório e a implantação de métodos em biologia experimental aplicados às comunidades de reservatórios. Também a utilização contínua de imagem de satélite com controle no reservatório (amostragem simultânea com imagens) tem se mostrado efetiva como técnica para gerenciamento e planejamento (Tundisi et al. 1991). A implantação de modelagem ecológica para avaliação e como prognóstico, tomando-se por base as características fundamentais dos reservatórios é outra técnica importante a ser desenvolvida (Tundisi 1990b).

CONCLUSÕES

Reservatórios do Paraná Superior e principalmente das bacias hidrográficas dos tributários e dos rios formadores são ecossistemas artificiais de grande importância econômica, ecológica e social. Sua inserção regional é fundamental para a implantação de polos de desenvolvimento econômico. Ao mesmo tempo, ações de gerenciamento não só protegem e conservam estes sistemas mas implicam em ampliação dos usos múltiplos, otimização de oportunidades e aumento da vida útil dos sistemas. Aplicações de ecotecnologia a estes reservatórios podem resultar em rápida recuperação. Para tanto, é necessário aprofundar estudos a longo prazo, desenvolver a limnologia e a biologia experimental e realizar transferência de conhecimento básico para aplicação imediata e a longo prazo. Uma das metas importantes é manter a perspectiva de utilizar os reservatórios como base para o planejamento regional integrado com ações sustentadas pelo conhecimento científico e tecnologias adequadas. É necessário também um avanço nos sistemas de avaliação de impactos para definir custos de reparação e reabilitação.

BIBLIOGRAFIA

- Arcifa M. S., Froehlich C. G. & Giancesella-Galvão S. M. F. 1981. Circulation patterns and their influence on physic-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21:1054-1059.

- Balon E. K. & Coche A. G. (Ed.) 1974. *Lake Kariba, a man-made tropical ecosystem in Central Africa*. Junk, The Hague, The Netherlands, XII. 767 p.
- Baxter R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8:225-283.
- Bonetto A. A., Castello H. P. & Wais I. R. 1987. Stream regulation in Argentina, including the superior Paraná and Paraguay Rivers. *Regulated Rivers*. 1:95-109.
- Calijuri M. C. 1988. *Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplancônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Univ. de São Paulo. 293 p.
- De Fillipo R. 1987. *Climatologia, hidrologia e sucessão do fitoplâncton na Represa de Barra Bonita, Médio Tietê*. Tese de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. 150 p.
- Esteves F. de A. 1983. Levels of phosphate, calcium, magnesium and organic matter sediments of some Brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecosystems. *Arch. Hydrobiol.* 96:129-138.
- Fernando C. A. & Holcik J. 1991. Fish in reservoirs. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 76:149-167.
- Henry R. 1990. *Estrutura espacial e temporal de ambiente físico-químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e sua bacia hidrográfica*. Tese. UNESP, Botucatu, 242 p.
- Henry R. & Tundisi J. G. 1988. O conteúdo em calor e a estabilidade em dois reservatórios com diferentes tempos de residência. Em: *Limnologia e Manejo de Represas*. Ed.: J. G. Tundisi. Série Monografias em Limnologia. Vol I. USP/EESC/CRHEA/ACIESP, pp. 295-322.
- Lima W. C. Tundisi J. G. & Marins. M. 1978. A systemic approach to the sensitivity of *Melosira italica* (EHR) Kutz. *Rev. Bras. Biol.* 39:559-563.
- Matsumura-Tundisi T., Leitão S. N., Aguená G. L. & Miyahara J. 1990. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de rotífera. *Rev. Bras. Biol.* 50:923-935.
- Reynolds C. S. 1987. Community organization in the freshwater plankton. Em: *Organization of communities, past and present*. Ed.: J. H. R. Gee & P. S. Giller. Blackwell, Oxford, pp. 297-325.
- Reynolds C. S. 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. Em: *Plankton Ecology*. Ed.: U. Sommer. Series in Contemporary Bioscience. Springer, Berlin, pp. 9-56.
- Straškraba M. 1986. Ecotechnological measures against eutrophication. *Limnol., Berlin* 17:237-249.
- Tundisi J. G. 1981. Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21:1031-1039.
- Tundisi J. G. 1984. Estratificação hidráulica em reservatórios e suas consequências ecológicas. *Ciênc. Cult.* 36:1498-1504.
- Tundisi J. G. 1986a. Ambiente, represas e barragens. *SBPC Rev. Ciênc. Hoje* 5:48-54.
- Tundisi J. G. 1986b. Limnologia de represas artificiais. *Bol. Hidrául. Saneam.* 11:1-46.
- Tundisi J. G. 1989. Management of reservoirs in Brazil. Em: *Guidelines of Lake Management. Vol 1. Principles of lake management*. Ed.: S. E. Jørgensen & R. A. Vollenweider. UNEP, ILEC. pp. 155-170.
- Tundisi J. G. 1990a. Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology. Chairman's overview. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 33:645-646.

- Tundisi J. G. 1990b. Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in South America. *Ecol. Modell.* 52:7-20.
- Tundisi J. G. 1990c. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Bras. Biol.* 50:937-955.
- Tundisi J. G. (no prelo). *A systemic approach to river/reservoir research and management*. Proceedings of an International Workshop on Regional Approaches to Reservoir Development and Management in La Plata River Basin: focus on environmental and social aspects. São Carlos, Itaipu and Yaciretá.
- Tundisi J. G. & Matsumura-Tundisi T. 1990. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.* 33:661-676.
- Tundisi J. G.; Matsumura-Tundisi T.; Calijuri M.C.; Novo E. M. L. 1991. Limnology of six reservoirs in the middle Tietê River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 24:1489-1496.
- Vollenweider R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris, Report organization for Economic Co-Operation and Development, DAS/CSI 68.27, 192 p.
- Whitaker V. A. 1987. *Ciclo sazonal das espécies químicas do ferro no Reservatório do Lobo (Broa)*. MSc. thesis, School of Engineering. Univ. São Paulo. 152 p.

METODOLOGIAS EN LA INVESTIGACION DE LOS GRANDES RIOS SUDAMERICANOS

Argentino A. BONETTO

Museo Argentino de Ciencias Naturales
Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales
Avenida Angel Gallardo 470
1405 Capital Federal, Argentina

ABSTRACT: RESEARCH METHODS FOR LARGE SOUTH AMERICAN RIVERS.- Limnological research of large South American rivers requires tackling many methodological problems, especially when these studies have adequate territorial and thematic scopes. This fact usually complicates when these rivers traverse several countries. The development of this kind of research depends on the objectives, on the time invested in such research (this factor being very important in terms of the changes the rivers suffer by damming, polluting, regulating or the anthropic alterations) and, mainly, on the economic and human resources and the collaboration of all the countries involved in the basin. According to the local experience, specially in the Parana river, the convenience of selecting different working strategies in the study of the physico-chemical characteristics and the main biotic communities along the different trends of the main stream of the river and its affluents considering the principal climatic and hydrologic cycles, is discussed. The use of diverse types of embarkations, in relation to their operative capacity to face longitudinal studies to register measures and to analyze them, is considered, as well as everything related to the biotic communities, including special operative resources. It is convenient and rather necessary to uniform the used methods by the different working teams, in order to obtain results capable of being compared.

RESUMEN: Los ecosistemas fluviales vienen a representar un amplio e importante campo de trabajo de reciente incorporación a la investigación limnológica. Su desarrollo implica todo un desafío, debiendo resolver múltiples problemas operativos y estrategias de trabajo para alcanzar una apropiada cobertura, tanto más si se trata de grandes ríos como los característicos de Sudamérica.

Por un lado, su reciente acceso al interés de los investigadores hace que los ríos se encuentren en gran parte prácticamente vírgenes en su consideración y tratativa científica - por lo menos en lo referido a los grandes ríos- y, por otro, los requerimientos de recursos humanos, de instrumental y operativos, les exige importantes erogaciones. Además, pese a la característica resistencia de los ríos a la creciente presión humana que vuelca en sus aguas todo lo que le es residual, molesto y nocivo, se ha llegado a transformar a muchos de ellos en lamentables cloacas, como es el caso de algunos brazos y afluentes del Paraná Inferior y Río de La Plata. Esto, sumado a la construcción desmedida y sin adecuada fundamentación técnica de grandes y muchas veces continuadas series de represas, han generado rápidos cambios en el sistema fluvial, de modo que la información que se recoge acerca de ellas resulta o puede resultar bastante efímera, o estar ya viciada y muy distante de las características prístinas de tales ríos.

Por fortuna los grandes ríos no constituyen precisamente un rasgo propio de la naturaleza de los países desarrollados, y los restantes consiguen superar en gran parte la presión antrópica y pueden brindar todavía importantes ejemplos de estos notables sistemas, tan destacados en su composición estructural, y compleja funcionalidad, sobre todo cuando en su organización comprenden y asocian a las grandes planicies aluviales que, en mayor o menor grado, definen siempre importantes aspectos de las mismas.

Con todo, los grandes ríos, precisamente por su condición, plantean enormes dificultades para desarrollar estudios limnológicos de apropiada cobertura. Es fácil comprender que la gran extensión y desarrollo de las cuencas de estos ríos hacen imprescindible contar para su investigación con importantes recursos financieros que sustenten la considerable cantidad de personal necesario, así como del equipo mínimo, la instrumentación de laboratorio ajustada a los requerimientos del trabajo, los fundamentos bibliográficos publicados e inéditos, y los gastos operativos, entre lo más destacable.

Desde luego, resulta práctico que el trabajo se realice por tramos o sectores, mediante recorridos mensuales o de mayor frecuencia, operando en secciones transversales o en forma longitudinal. Un accionar simultáneo desde diversos puntos a lo largo del río mediante estaciones de muestreo fijas sería, o podría ser, muy conveniente, pero resultaría muy oneroso, y requeriría una excelente preparación y organización que obliga a la cooperación efectiva de varios países comprendidos en su territorio.

Sin caer en la ingenua pretensión de proponer los métodos desarrollados por el Instituto Nacional de Limnología (INALI) y el Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL) en el estudio de un río de gran extensión como el Paraná, es de reconocer que lo realizado ha representado un significativo avance, permitiendo a la vez plantear problemas claros y precisos acerca de la enorme complejidad involucrada en el propósito, o sea de efectuar un apropiado estudio que cubra todas, o, por lo menos, las más importantes variaciones limnológicas que experimenta un gran río a lo largo de su recorrido y en sus ciclos climáticos e hidrológicos.

Desde luego, la moderna tecnología hace posible disponer de muchos recursos operativos que pueden resolver en gran parte estas dificultades. No obstante, el costo de los mismos para ser de real importancia es casi siempre muy oneroso y no ha sido posible hasta ahora disponer de los recursos necesarios y aunar voluntades como para encarar semejante esfuerzo de manera conjunta.

Por otra parte, es evidente que con la ayuda de imágenes satelitarias, relevamientos aéreos y recorridos detallados en helicópteros (con o sin apoyo adicional), se pueden reconocer muy bien tramos y sectores del río, así como su macro-relieve y red hidrográfica, y posibilitar el diseño de un programa general de actividades e irlo ajustando en diversas escalas en base a la experiencia acumulada.

Otro problema que solucionarían los helicópteros y avionetas son los que derivan de la falta de caminos de acceso que posibiliten el recorrido lateral de los tramos del río y sus afluentes. Debe tenerse en cuenta que en este caso, aunque se hallan escogido los posibles y más convenientes lugares de muestreo desde el punto de vista limnológico, los trabajos podrían verse muy limitados por falta de vías de acceso. Desde luego, de existir caminos que con sus puentes corten secciones del río, proporcionando fáciles accesos a las embarcaciones, éstos definen por lo general buenas estaciones de muestreo. La red vial puede incluso ser suficientemente extensa como para posibilitar recorridos a lo largo de casi todo el río, como ocurre con las Rutas Nacionales N° 11, 12 y otras complementarias, en donde se pueden efectuar extensos trabajos a escasa distancia de las márgenes y sus afluentes, como ocurre en algunos tramos del río Paraná. En este caso se pueden emplear muy bien botes de plástico de unos 4 ó 5 m de eslora, con motor de 25 a 35 HP, transportados en una camioneta con "trailer", a los que se montaría y equiparía en las márgenes para realizar los estudios en recorridos transversos.

En caso de que los caminos, ferrocarriles, puentes, y estructuras asociadas no existan en cantidades significativas como para establecer las estaciones de muestreo y toma de datos, se puede apelar a la navegación con embarcaciones apropiadas, es decir, capaces de realizar las tareas de muestreo, entre las varias estaciones seleccionadas en el río, cual sería el caso del barco "Keratella" que posee el INALI. Esta embarcación ha sido diseñada para efectuar investigaciones limnológicas, con aplicación al estudio de muy diversos problemas. Además de su muy buen equipo de laboratorio, posee dispositivos para muestreos secuenciales de agua y plancton, así como de otras comunidades, y equipos capaces de determinar y registrar diversos parámetros ambientales y sintéticos, expresivos de la calidad de las aguas. Además cuenta con ecosonda de registro y "estabilizadores" que pueden mantener la profundidad de captura de agua durante el desplazamiento de la embarcación.

De cualquier modo, el recorrido de considerables distancias en embarcaciones de este tipo es siempre comparativamente lento y costoso. No obstante, resulta sumamente versátil y puede proporcionar una información excelente aunque puntual, si estos viajes se repiten con una apropiada frecuencia.

Estas dificultades pueden tornarse así muy grandes, determinando muy importantes inversiones en infraestructura y operatividad. En tales condiciones, se comprende que una avioneta o un helicóptero, aunque onerosos, representen un medio ideal para efectuar una gran variedad y cantidad de estos trabajos. Un helicóptero de mediano tamaño, capaz de llevar al personal, un bote pequeño y/o neumático y los equipos necesarios para el estudio propuesto, resulta un aparato prácticamente irremplazable si se pretende trabajar con eficiencia y rapidez en ríos que, como el Paraná, presentan una rica red de drenaje, largos tramos asociados a extensas y complejas planicies de inundación, y muy variados sistemas de "wetlands".

De cualquier forma, siempre se puede acudir a sistemas de sensores múltiples secuenciales computarizados, continuos o intermitentes (incluso con transmisión de datos a distancia),

emplazados en lugares estratégicos. Se pueden establecer así pequeñas estaciones de toma de datos automáticas que proporcionan muy buenos resultados, en tanto los dispositivos requieran poca atención, estén bien resguardados y la información recogida ofrezca la suficiente seguridad, dentro de las variables de rutina. No obstante resultan muy onerosos y requieren siempre un control adecuado.

Por otra parte, las necesidades de las distintas líneas de trabajo plantean diferencias operativas muy importantes. No es lo mismo un muestreo general relativo de las propiedades físicas y químicas de las aguas, que el requerido por las comunidades bióticas, sobre todo en lo referido a los peces.

Todo esto, desde luego, depende de las características del río en determinados tramos y aún en ciertos puntos destacables de los mismos. Debe tenerse en cuenta que si la corriente y turbulencia es apropiada como para mantener los organismos planctónicos en suspensión de manera que no se den mayores diferencias en la columna de agua, un muestreo sub-superficial resultará razonablemente representativo, y esto constituye una gran ventaja.

Si estas condiciones se asocian con la posibilidad de muestrear en secciones del río mediante botes con motores fuera de borda transportados en camioneta con remolques apropiados, se puede realizar un trabajo rápido, de bajo costo y buena representatividad, tanto más si se muestrea sobre la línea de navegación balizada y aún en determinados puntos más marginales de la sección.

Claro está que esto puede variar considerablemente a lo largo del recorrido de un río. En el Alto Paraná (en los trabajos realizados por el CECOAL entre 1976-1980), las características del flujo de las aguas permitían realizar muy bien estos muestreos en el sub-tramo NE-SW, en tanto que planteaban algunos problemas en determinados puntos en el sub-tramo E-W, que resultaban fáciles de superar sobre todo si se operaba sólo en las secciones más normales y en la línea del canal de navegación balizado. Estas condiciones se mantienen, aunque afectadas por las variaciones propias del sub-tramo proximal del Paraná Medio, por lo menos hasta la localidad de Esquina (CECOAL 1982). Aguas abajo, a la altura aproximada de la sección Santa Fe-Paraná, en los 4 años de estudios zooplanctónicos realizados por José de Paggi (1984) en el brazo mayor del Paraná mediante muestreos mensuales, no se detectó en la columna de agua diferencias significativas tanto en la densidad de población del zooplancton como en la integración específica del mismo.

Tal situación parece darse en el Paraná hasta cerca de la ciudad de Rosario, variando mucho después a medida que se acerca al Río de La Plata y según las características de los brazos del Paraná deltaico que se consideren, ya que a la disminución de velocidad de la corriente se le suma el efecto opuesto de las mareas, y con frecuencia la acción de los vientos del SE ("Sudestadas"), que pueden difuminar la situación por varios días, y aún por períodos más prolongados al determinar la inundación de todo o parte del sistema deltaico.

No obstante, la situación tiende a complicarse en las márgenes, particularmente en los cauces o brazos secundarios del río, generalmente más afectados por aportes alóctonos, incluso por procesos de polución y eutrofización.

Las comunidades bénticas, en general, plantean dificultades de captación de muestras apropiadas, ya que los distintos sedimentos del fondo requieren especiales dispositivos muestreadores. Es difícil, cuando no imposible, señalar o diseñar uno que pueda resultar suficientemente práctico para todos los casos. Por otra parte, pruebas de efectividad llevadas a cabo con cierto número de dragas, no reflejan todas las variables de la situación, ni mucho menos. En los sustratos arenosos - muy importantes en los tramos argentinos - al CECOAL le ha resultado bastante útil la draga Dietz-Lafond, en tanto que el personal del INALI emplea o empleaba la de Tamura (desarrollada por la firma Righosa del Japón). A su vez, Di Persia tuvo poco éxito con todas las dragas empleadas en el Alto Paraná donde el sustrato resultó predominantemente rocoso, lo que no pudo obviar ni con una draga Shipek, aunque la misma efectuó algunos aportes cuantitativos de importancia (Di Persia & Poledri 1983).

En cambio en el Paraná, río arriba, es decir en el Paraná Superior, el bentos existente entre largos tramos aún no representados, permite en general realizar un buen trabajo en sectores arenosos y aún fangosos de las expansiones laterales que a veces se presentan, sobre todo ante la elevación de los fondos. Por lo demás, el bentos de los lagos de represa del Paraná Superior, está muy alterado, dependiendo de los sedimentos que aporta el río y precipitan, de las características y grados de polución y eutrofización, y no presentan mucho interés para el desarrollo de un relevamiento limnológico de base.

En otras comunidades, también son frecuentes los problemas de muestreo. La macrofitia, por su estabilidad y buen grado general de exposición, no presentan mayores problemas para estudios sinópticos. No obstante, para avances mayores, así como los estudios referidos a su fauna asociada, las situaciones pueden ser muy variadas y plantear dificultades de similar o mayor importancia.

Los peces siempre han planteado especiales dificultades de muestreo, los que varían con los tramos, los períodos de actividad vital y los ciclos climáticos e hidrológicos. Actualmente el desarrollo de métodos ecoicos perfeccionados por ordenador, pueden proporcionar buenas estimaciones, sobre todo si se pueden determinar los peces registrados.

De cualquier modo, aunque esto se pueda efectuar en buen grado, es de recordar que nuestros ríos contienen una gran diversidad de especies, la que aumenta hacia la cuenca Amazónica, que influye fundamentalmente en la constitución de la nuestra a través del río Paraguay, que en períodos lluviosos se comunica con aquella con relativa facilidad (Soldano 1947, Bonetto et al. 1981, Bonetto 1986, Bonetto & Castello 1985).

El problema de tal abundancia de especies y comparativamente escaso número de especialistas y apropiadas colecciones en una sistemática y taxonomía de tan amplios alcances, limita mucho los resultados de estos trabajos, y a veces vienen a crear nuevas fuentes de error.

De tal modo, como es conocido, la ictiomasa de *Prochilodus* spp. supera seguramente al 50% de la total del Paraná y algo similar en los otros grandes ríos sudamericanos, lo que proporciona una buena idea acerca de su importancia en la productividad pesquera del río.

En el sistema fluvial Paraná-Paraguay se han descrito o mencionado un considerable número de especies que resultan prácticamente imposibles de reconocer por los escasos e irrelevantes elementos diagnósticos proporcionados por los distintos autores. La mayor parte de estas especies se describieron sobre la base de un material de estudio sumamente pobre, en áreas muy localizadas dentro de la dilatada cuenca de los grandes ríos. Tal circunstancia, y el manejo a veces descuidado de los problemas sistemático - taxonómicos vendría a indicar que en la Cuenca del Paraná, por ejemplo, existirían una media docena de especies del género *Prochilodus*, morfológica y ecológicamente muy próximas (salvo el caso de *P. vimbooides* del Paraná Superior), las que quizás podrían encontrarse en cualesquiera de los tramos y afluentes del sistema Paraná-Paraguay.

Todo esto crea importantes limitaciones a los trabajos, y viene a demostrar la importancia de contar con una destacada y sólida contribución en el terreno taxonómico, hecho que demanda un buen nivel general y apropiada concordancia en los criterios a aplicar entre los diversos grupos de investigación que se aboquen a realizar estos estudios a lo largo de cualesquiera de estos grandes ríos sudamericanos.

En lo concerniente a los sólidos suspendidos (abioseston) y disueltos, en sus aspectos cuali y cuantitativos, y su régimen en el ciclo anual, también se presentan considerables problemas. De tal modo, aunque las aguas de estos grandes ríos suelen presentar una notable estabilidad a este respecto dentro de un régimen por lo común bastante regular, se plantean con cierta frecuencia excepciones de importancia. Algunos casos de real interés se presentan a lo largo de ciertos tramos, por el aporte de importantes afluentes, hasta que estas variaciones se ven asimiladas a las características propias del gran colector central, dentro del desarrollo del proceso evolutivo longitudinal que le es propio.

En términos generales, las principales características son determinadas por los tramos y afluentes de la alta cuenca, en relación a los más importantes rasgos geológicos y edáficos de los terrenos que atraviesa. Luego, algunos importantes afluentes pueden presentar también aportes que modifican, en forma variada y por determinados trechos y períodos de tiempo, las aguas del río. Estos aportes pueden mantener una notable diferencia lateral, en trechos muy largos (caso de los sólidos suspendidos del Bermejo). Pero, en la mayor parte de los casos, su influencia se minimiza al ser recostado el flujo del afluente contra la margen receptora, e irse confundiendo paulatinamente con las aguas del gran colector central.

La compleja resultante del transporte de los sólidos suspendidos (expresada en turbiedad), puede ser apreciada en las figuras 1 y 2, representativas de transecciones efectuadas con el barco "Keratella" mediante su captador-estabilizador de profundidad (sup., 3, 5 y 10 m.), y un equipo

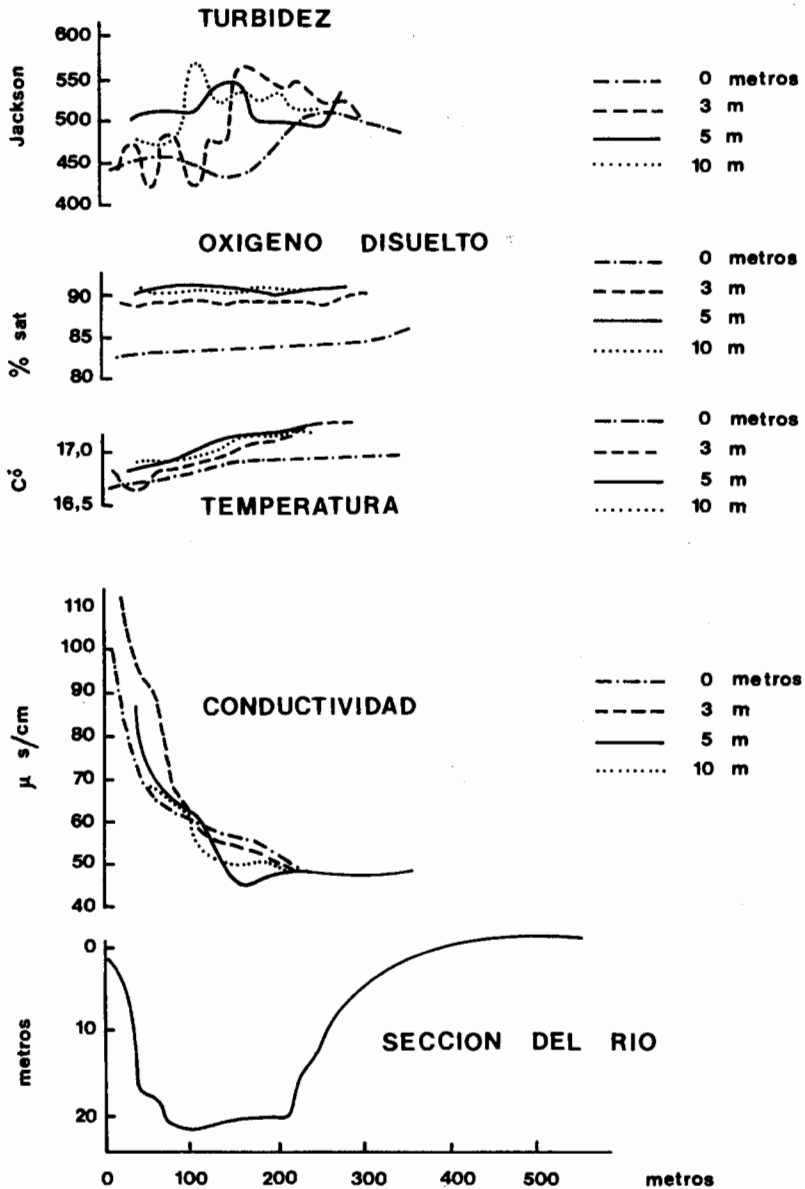


Fig. 1. Transección en el río Paraná, a la altura del kilómetro 410 (30/7/72, 9.30hs), aguas abajo de Rosario (tomado de Bonetto 1976).

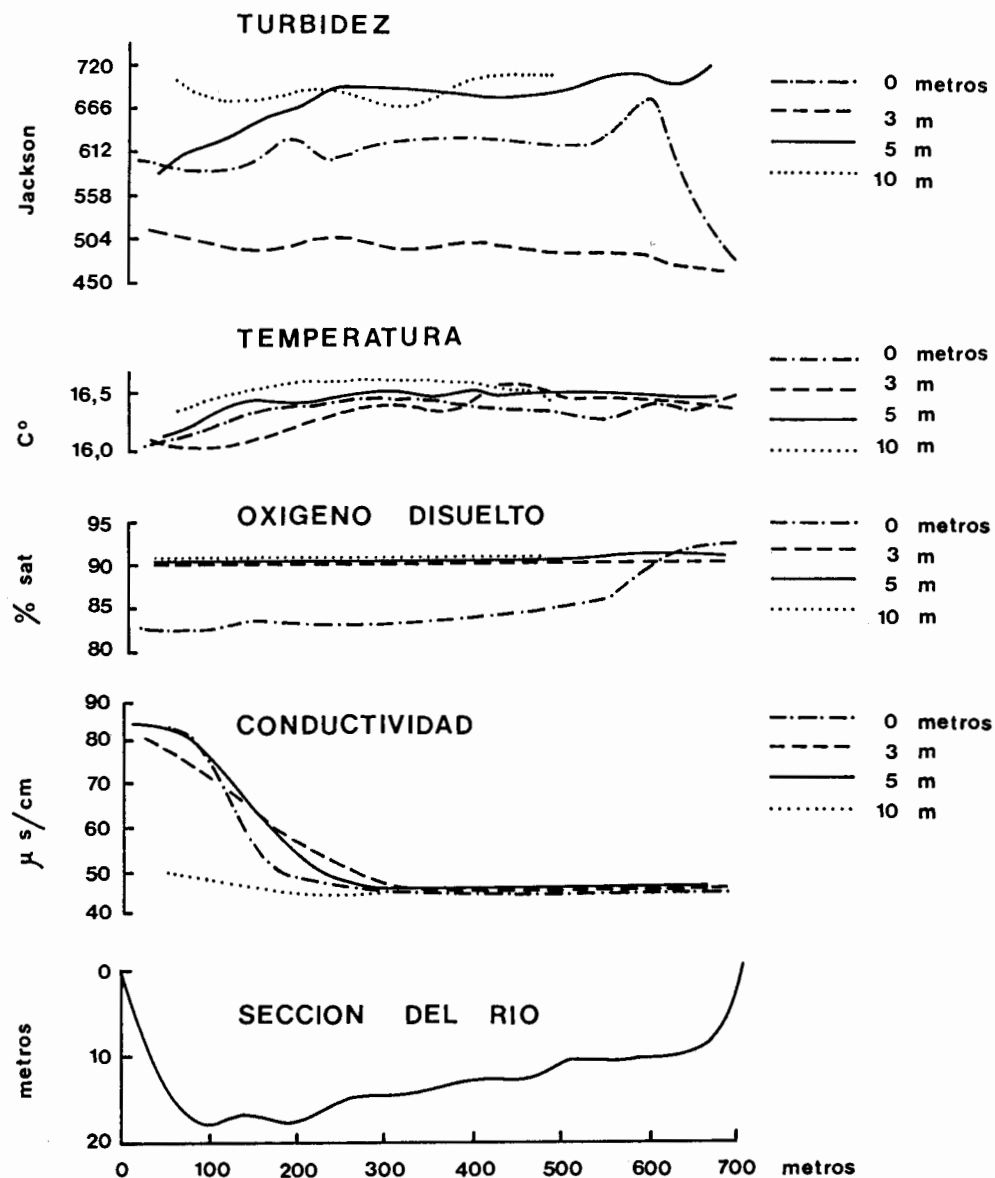


Fig. 2. Transección en el río Paraná, a la altura del kilómetro 441 (29/7/72-9.15hs), frente a Fray Luis Beltrán (tomado de Bonetto 1976).

para detección y registro automático de varios parámetros en secciones seleccionadas (Bonetto 1976). La incidencia de los aportes de los afluentes - quizás en algunos casos sumados a efluentes industriales - y su progresiva asimilación al cauce principal, se puede apreciar en las medidas de conductividad del agua captada, determinada y registrada de la misma manera. También los registros con el barco detenido resultan útiles en este sentido.

En general, la incidencia de tales aportes en estos ríos es muy limitada, afectando parcialmente a sectores marginales, aunque introducen a veces llamativas diferencias en la sección, que conviene aclarar en lo posible. Incluso, afluentes bastante salinizados, al volcar sus aguas en un brazo menor del colector central, pueden profundizarse y aparecer aguas abajo, sobre todo en los riachos menores, y crear efectos complejos en los ambientes leníticos y lóticos del valle aluvial.

Pero seguramente el más impactante fenómeno registrado corresponde a la fuerte y notable influencia de los sólidos suspendidos y disueltos del Bermejo, que se aportan por medio del Paraguay al Paraná Medio. Ambos ríos, Paraná y Paraguay, mantienen en cierta forma un sub-cauce propio y presentan una larga dicotomía que para lograr un razonable entremezclado y uniformización de las aguas requiere unos 400 km aproximadamente.

Esto resulta bastante variable, dependiendo de la creciente del Bermejo, así como de las alturas hidrométricas del Paraná y el Paraguay.

En lo que respecta a la determinación de los sólidos suspendidos, en la práctica el material se recoge directamente en recipientes apropiados a las determinaciones a efectuar y se dosan con balanza de precisión, tras filtración por filtros de membrana de 0,45 μm de poro, o de fibra de vidrio de 1.2 μm , convenientemente desecados (Bonetto & Orfeo 1984, Pedrozo & Orfeo 1986).

Lo considerado hasta ahora se refiere sólo a los estudios que pueden posibilitar una primera aproximación global al conocimiento de las principales características de los grandes ríos en su desarrollo longitudinal. No obstante, el río no constituye un simple canal por el que se eliminan al océano los excedentes hídricos de la cuenca que los comprende. Su articulación con el medio terrestre supone la existencia de una red de drenaje muy densa y compleja, de la que se destacan generalmente un conjunto de grandes afluentes, que a su vez están relacionados con áreas que pueden resultar bastante diferenciadas en lo referido a la geología, litología, suelos, geomorfología, clima, vegetación ribereña, biota acuática y otros aspectos que trascienden variadamente en definir las propiedades de las aguas que aportan.

El estudio de estos afluentes - por lo menos los de mayor importancia - constituye también un tema de alta prioridad, y en muchos casos su consideración se hace insoslayable si se pretende lograr una primera aproximación al conocimiento limnológico del río, como ocurre en el Paraná con el río Paraguay (y a su vez con el Bermejo), el Iguazú, y en general los de la alta cuenca, sin contar los más mineralizados de la margen derecha de los tramos de llanura,

cual es el caso del Salado o Juramento. Estos estudios, en general, requieren una tratativa particularizada, acorde a sus características más sobresalientes y posibilidades operativas, pudiendo apartarse considerablemente en su metodología de la comentada con anterioridad referida al cauce principal.

De la misma manera, es también muy importante la investigación de las extensas planicies de inundación desarrolladas a lo largo del cauce, planicies que interactúan profusamente entre sí y con el río en las distintas fases de la creciente y bajante anuales. En el Paraná, ha merecido una especial atención la planicie aluvial del tipo "fringe floodplain" (Welcomme 1979, 1985), que se desarrolla tras la confluencia del Paraná con el Paraguay, por la margen derecha en el Paraná Medio y por la izquierda en el Paraná Inferior, en cuyo subtramo distal se confunde con el Delta.

La planicie de inundación del delta del Paraná, ("coastal delta"), ha sido poco estudiada, a la vez que por su proximidad con el área metropolitana bonaerense de gran concentración demográfica e industrial, y el desarrollo de una destacable actividad forestal, frutícola, ganadera, y otras propias de la zona, ha sufrido importantes modificaciones en sus características prístinas, registrando una elevada polución aunque sectorialmente muy diferenciada en su intensidad y características físicas y químicas.

En el Paraná Superior tampoco faltan estas planicies de inundación, pudiendo señalarse entre otras la correspondiente a los estados de Sao Paulo, Paraná y Mato Grosso do Sul, con una superficie de 15000 km², la que se extiende a lo largo del Paraná y sus afluentes desde la represa de Ilha Solteira hasta Guairá (donde se inicia el lago de Itaipú). Los estudios limnológicos resultan un tanto recientes, aunque se incrementen con rapidez (Bonetto, en preparación). De particular interés resulta también la planicie aluvial del río Mogy-Guassú, desarrollada en una formación muy meandrosa, la que comprende unos 90 km de tal río, en las proximidades de Sao Carlos (S.P.) (Gandolfi 1971, 1981).

No obstante, la mayor y más destacable planicie de inundación le corresponde al río Paraguay, en su tramo superior, donde se desarrolla el enorme sistema del Pantanal matogrossense. Constituye una dilatada superficie (unos 140.000 km²) con muy escasas diferencias de relieve, circunstancia que posibilita el anegamiento de muy extensas áreas en los períodos de intensas precipitaciones, sea directamente, sea por el desborde de los afluentes del Paraguay, dispuestos en su mayor parte en un amplio abanico sobre la margen izquierda del río. El drenaje se ve muy retardado, con temperaturas altas y, de tal forma, la evapotranspiración es muy elevada, lo que determina un régimen hídrico caracterizado por sus grandes pérdidas. En general, los cuerpos de agua de tipo lenítico y lótico son muy característicos, y se distinguen entre los primeros extensas lagunas relativamente playas, y otras menores que se denominan también "lagoas" o "bahías", según su extensión, siendo estas últimas menores y con profusa representación en amplios sectores, pudiendo unirse en un sistema coalescente e irregular en las crecientes. Algunas de éstas que se ubican localmente en un nivel superior, pueden adquirir una alcalinidad

mucho más elevada, con concentraciones de sales 10 a 20 veces superiores ($2500 \mu\text{S cm}^{-1}$, a 25°C , en una medición efectuada por Mourao 1989), pasando a llamarse “salinas”.

Estos comentarios respecto a las planicies de inundación, aunque muy breves, quizás parezcan demasiado descriptivos en el contexto de la exposición. No obstante, no es esa la intención, sino la de destacar algunos de sus rasgos más peculiares, que seguramente han de incidir de forma sustancial en la planificación de toda estrategia y metodología de estudio.

En realidad, no es fácil, por no decir imposible, efectuar una adecuada planificación general de tales estudios que resulten de aptitud para todos los casos. Por empezar, se hace necesario encontrar la forma de llegar hasta los múltiples cuerpos de agua leníticos y semileníticos que se encuentran en tales planicies de inundación, sobre todo si se pretende efectuar observaciones suficientemente representativas en su ubicación lateral y longitudinal, y en consideración a los diversos modelos de organización que puedan discernirse tentativamente.

El problema del acceso a los cuerpos de agua, así como al recorrido y estudio de la planicie de inundación en sí misma (ya que posee mucha importancia en su interacción con el sistema fluvial), resulta casi siempre de difícil solución. En la mayor parte de tales planicies no existen caminos pavimentados o mejorados, salvo que rutas cercanas las atraviesen para acortar distancias o alcanzar alguna localidad ribereña. El resto está representado por cortas y eventuales huellas en gran parte intransitables con vehículos corrientes. De aquí que las posibilidades - salvo en áreas muy favorables - se limiten al uso de vehículos especiales, cual sería el caso de helicópteros o vehículos anfibios (tierra-agua), o por el contrario, el duro y lento trabajo realizado con botes y equipos transportados por tractores o similares, o simplemente tirados a caballo en “trailers” apropiados, lo que muchas veces resulta la solución más simple, aunque en general muy lenta.

Desde luego los vehículos que como el helicóptero pueden operar con rapidez, son los que realmente permiten realizar estudios de áreas de considerable extensión, de modo que resultan los más apropiados para investigar las planicies de inundación en sí mismas y, en especial, los múltiples problemas referidos a los intercambios e interrelaciones que se producen con el río principal a lo largo de los ciclos hidrológicos y climáticos.

Esto no debe ser considerado como una cuestión de interés relativo o mediato en el propósito antedicho de interpretar el cúmulo de problemas estructurales y funcionales que plantean los grandes ríos. El conocimiento que se posee de estas planicies de inundación indica que imprescindiblemente debe ser ampliado y mejorado, y que en este momento deja todavía un amplio campo de estudio de importantes implicancias en el conocimiento limnológico de estos ríos.

El desarrollo de trabajos aislados sin pretensiones de una secuencia que permita discernir los procesos que se suceden a lo largo del año durante los períodos de creciente y bajante, puede no resultar particularmente dificultoso, aunque siempre se hace lento y pesado.

El aprovechamiento de algunos afluentes pequeños pero de considerable profundidad como para recorrerlo y estudiar los ambientes leníticos relacionados o cercanos - frecuentemente visibles desde la embarcación - puede resultar muy viable en épocas de aguas medias o en fases tempranas de creciente. Contrariamente, en aguas bajas es más difícil acceder a estas lagunas y madrejones con un bote, en tanto que en aguas altas - sobre todo en crecientes de importancia - suelen confundirse en un sólo cuerpo de agua en amplios sectores, uniformándose mucho sus características.

Estas posibilidades dependen en buen grado del objetivo y alcances de los estudios. Por ejemplo, en el viaje del barco "Keratella" en 1973, desde Santa Fe hasta más allá del nacimiento del Paraná Medio, se pudieron estudiar un considerable número de lagunas aledañas (Drago & Vasallo 1980). Además, el apoyo de un barco de las características del citado como estación operativa fija o semifija, por un cierto tiempo en un área estratégica dada, supone una muy importante ventaja. En tal caso, el barco representa un punto estable para las excursiones que se internen por la planicie aluvial, brindando alojamiento cómodo, buena capacidad de trabajo analítico, de procesamiento y estudio de muestras biológicas - aunque sólo se trate de observaciones o determinaciones sumarias - y aún para efectuar registros secuenciales de parámetros expresivos de los procesos que hacen a los estudios propuestos.

En los años 1971-1972, el empleo de un helicóptero permitió estudiar los cambios que se produjeron en 27 ambientes leníticos del valle aluvial en las cercanías del INALI en los días en que culminó la creciente. Esto permitió recabar información sobre las comunidades bióticas, en especial las referidas al plancton (Fig. 3 y 4), las relativas a la macrofitia, así como en lo concerniente a los sólidos suspendidos, disueltos y otros parámetros sintéticos de interés como el pH y el oxígeno disuelto. En lo concerniente al plancton, es de señalar que si bien el ingreso de las aguas de creciente provocó, como es natural, una rápida dilución de las concentraciones, la situación vino a cambiar con rapidez. De tal modo, el zooplancton tendió a recuperarse y luego de unos días pudo sobrepasar en muchos casos a la densidad de población inicial - sobre todo en las cercanías de las áreas más vegetadas - y duplicar o triplicar la diversidad de especies. El fitoplancton en el mismo período no experimentó significativos cambios en la concentración celular por unidad de volumen (aunque esto implicó una rápida multiplicación para recuperar la densidad poblacional), viniendo a incrementar el número de especies, principalmente de clorofitas (Bonetto 1975, 1976).

Pero, en realidad, la presencia de rutas cercanas y sus derivaciones son las que posibilitaron la mayor parte de los estudios que iniciaron el conocimiento de estas cuencas leníticas de las planicies aluviales, cerca de la localidad de Santa Fe, cuales son los casos de los estudios de Ezcurra de Drago (1966), sobre el bentos de las mismas (así como el de Bonetto et al. (1973), sobre la distribución y biomasa de las Náyades); los de Bonetto & Martínez de Ferrato (1966), y Martínez de Ferrato (1967), sobre el zooplancton; y otros muchos que se fueron sucediendo en el tiempo (a los que cabe agregar los muchos que se efectuaron

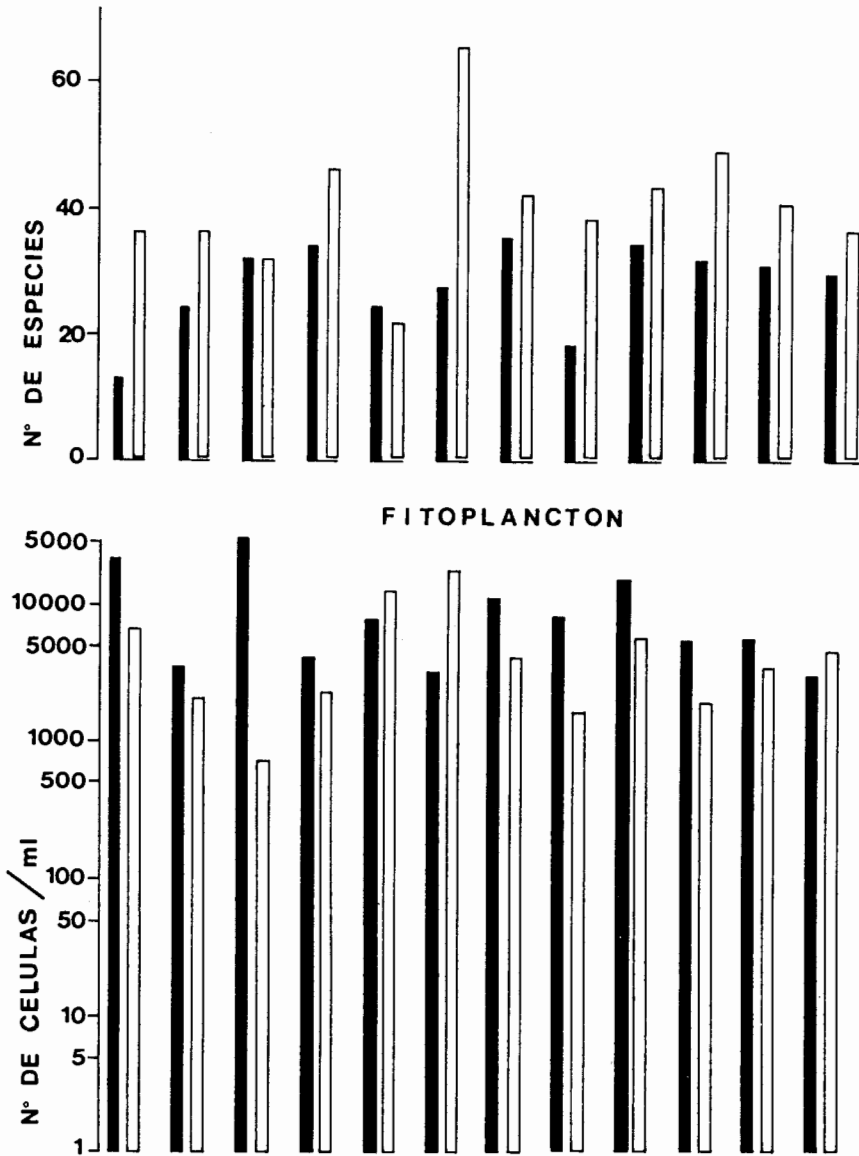


Fig. 3. Variaciones en la concentración y en el número de especies del fitoplancton, antes y después de la creciente de 1972 en varios ambientes leníticos del valle aluvial del río Paraná cercanos al Instituto Nacional de Limnología, Santo Tomé, Santa Fé (tomado de Bonetto 1976).

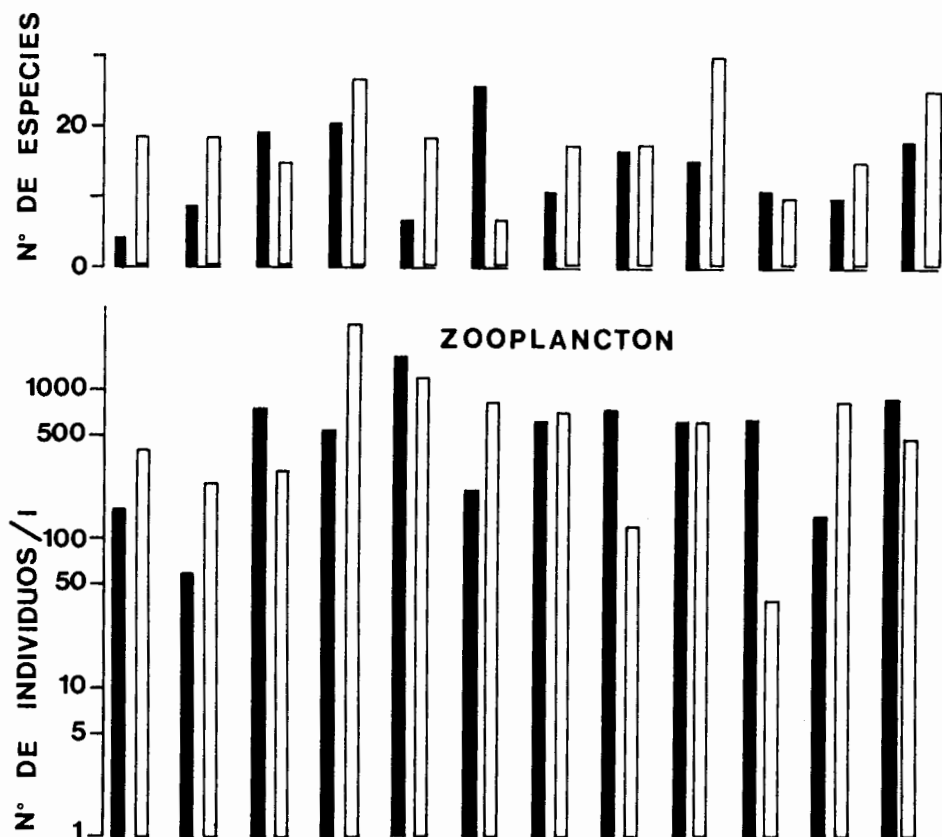


Fig. 4. Variaciones en la concentración y en el número de especies del zooplankton, antes y después de la crecida de 1972 en varios ambientes leníticos del valle aluvial del río Paraná cercanos al Instituto Nacional de Limnología, Santo Tomé, Santa Fé (tomado de Bonetto 1976).

recientemente). Pero casi todos ellos requirieron efectuar no pocos ensayos previos hasta lograr una apropiada metodología de trabajo. Entre otros, cabe mencionar, aunque más no sea por la intensidad del esfuerzo exigido, el estudio de las poblaciones de peces de las lagunas y madrejones del valle aluvial, donde debieron aplicarse métodos que, según los casos, fueron desde las redadas de agotamiento y las estimativas, métodos de marcaciones y redadas sucesivas (según Schnabel 1938, y similares) y el empleo de ictiotóxicos (Bonetto et al. 1965, 1969, 1970a, 1970b).

Resumiendo, esta simple enumeración de problemas y dificultades lleva a pensar que es quizás mejor atenerse al sector del río que un núcleo de trabajo puede cubrir dentro de un país

y tratar de lograr una idea de conjunto a través de la bibliografía que se pueda reunir, intercambios de datos e ideas con otros centros, o cualquier información seria que se pueda allegar. Pero esto generalmente es insuficiente, aparte de que la metodología empleada, prioridades establecidas y diferencias en los objetivos propuestos, entre otros factores, pueden tornar poco aceptables tales informaciones.

En consecuencia, se considera que se ha llegado a un punto en que el desarrollo aislado de los estudios de los grandes ríos de América neotrópica resulta limitado, poco coherente y en definitiva muy oneroso respecto al caudal de información integrada y comprensiva que interesa fundamentalmente al limnólogo y que hace incluso a los aspectos aplicados de la disciplina.

Se estima así que debe propenderse a una acción de mayor colaboración e integración entre los países sudamericanos que cuenten con grandes ríos, por todas las dificultades planteadas, que exigen sumas muy grandes para poder subvenir solamente tales estudios y, fundamentalmente, porque la mayor parte de estos ríos son de jurisdicción de varios países, de donde, necesariamente, el trabajo debe desarrollarse con la participación de todos.

Sobre estas simples palabras, y en mérito a la experiencia recogida a lo largo de muchos años de tales estudios, me permito insistir que se quiera considerar esta realidad, avalada por los resultados obtenidos en un momento en que estamos acercándonos a alcanzar un conocimiento de cierta razonable integración del río Paraná y su cuenca.

Considero que nuestra Asociación, así como sus correspondientes de Sudamérica, deberían propiciar y estimular iniciativas de este tipo - que por otra parte no son nada nuevas y, aún más, diría que arrancaron con los primeros trabajos aplicados, como los de regulación del río Paraná- ya que el propósito de realizar estudios limnológicos de apropiada integración en estos grandes ríos es un tema que urge realmente. Aunque los problemas de los represamientos del Paraná puedan parecer como de escasa a moderada importancia, y en todo caso ya consumados, pensemos en el Amazonas cuya selva extraordinaria se ve muy amenazada y acompañada por la desertización de enormes superficies, debido a un vasto programa de represamientos; en el Orinoco, cuya vida puede perderse en gran parte si se desarrollan los programas de explotación petrolífera en su cuenca; y en otros casos similares.

Estos ríos tan extensos e importantes atraviesan dilatadas regiones. Lógicamente contienen recursos naturales reales o potenciales y es natural que se piense en su aprovechamiento. Pero, para que esto pueda efectuarse con responsabilidad, adecuado criterio de preservación y desarrollo sustentable, estos ríos deben ser estudiados previamente y en relación al enorme costo ecológico de tales explotaciones.

Primero es menester conocer qué es lo que tenemos, en un sentido ecológico integrado, y después tomar decisiones. Esta es quizás la última oportunidad. Invito a todos ustedes y a la Asociación Argentina de Limnología a que contemplen la posibilidad de auspiciar esta

iniciativa y conformen con los colegas sudamericanos, el o los núcleos necesarios de investigación para que pueda llevarse a cabo.

BIBLIOGRAFIA

- Bonetto A. A. 1975. Hydrologic regime of the Paraná river and its influence on ecosystems. In: *Coupling of Land and Water System*. Ed.: A. D. Hasler, Springer Verlag, New York. pp. 175-197.
- Bonetto A. A. 1976. *Calidad de las aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico*. Dir. Nac. Const. Portuarias y Vías Navegables, INCYTH, PNUD, ONV, Argentina. pp. 1-202.
- Bonetto A. A. 1986. Fish of the Paraná System. In: *The Ecology of River Systems*. Ed.: B. R. Davies & K. F. Walker. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 573-588.
- Bonetto A. A. & Castello H. P. 1985. *Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina*. O.E.A. Serie Biología, Monografía 31, Washington D.C. pp. 1-118.
- Bonetto A. A. & Martínez de Ferrato A. 1966. Introducción al estudio del zooplancton en las cuencas isleñas del Paraná Medio. *Physis*, Buenos Aires, 26:385-396.
- Bonetto A. A. & Orfeo O. 1984. Características sedimentológicas de la carga en suspensión del río Paraná entre Confluencia y Esquina (Prov. de Corrientes, R.A.). *Rev. Asoc. Arg. Petrol. Sedim.* 15:51-61.
- Bonetto A. A., Cordiviola de Yuan E., Pignalberi C. & Oliveros O. 1969. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, Buenos Aires, 29:213-223.
- Bonetto A. A., Cordiviola de Yuan E., Pignalberi C. & Oliveros O. 1970a. Nuevos aportes al conocimiento de las poblaciones ícticas en cuencas temporarias del valle de inundación del Paraná Medio. *Acta Zool. Lilloana*, 27:135-153.
- Bonetto A. A., Cordiviola de Yuan E., Pignalberi C. & Oliveros O. 1970b. Nuevos datos sobre poblaciones de peces en ambientes leníticos permanentes del Paraná Medio. *Physis*, Buenos Aires, 30:141-154.
- Bonetto A. A., Di Persia D. & Roldán D. 1973. Distribución de almejas (Unionacea y Mutelacea) en algunas cuencas leníticas del Paraná Medio. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. del Litoral* 4:105-127.
- Bonetto C. A., Bonetto A. A. & Zalocar J. 1981. Contribución al conocimiento limnológico del río Paraguay en su tramo inferior. *Ecosur* 8:55-88.
- CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral). 1982. *Estudios Ecológicos en el Área de Embalse del Paraná Medio*. Informe Final - 1º Etapa - 2 Tomos.
- Di Persia D. H. & Poledri J. C. 1983. Estudio preliminar del complejo bentónico en el río Paraná y algunos tributarios. En: *Estudio de calidad de las aguas del río Paraná y sus afluentes en el tramo comprendido entre los 1592-1927 kms*. Informe Final, SRH-INCYTH, Univ. Asunción-ICB. pp. 1-12.
- Drago E. & Vasallo M. 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Paraná Medio. Características físicas y químicas del río y ambientes leníticos asociados. *Ecología* 4:45-54.

- Ezcurra de Drago I. 1966. Notas preliminares acerca de la fauna de diversas cuencas isleñas del Paraná Medio. *Physis*, Buenos Aires, 26:313-330.
- Gandolfi N. 1971. Bacia do Mogi-Guaçu: Morfometría da drenagem, sedimentologia e investigacoes físico-químicas. *An. 1º Congr. Hispano-Lusoamericano Geol. Econ. Lisboa - Madrid*. 731-749.
- Gandolfi N. 1981. Transporte de sedimento e sedimentacao. *Reunion sobre Ecologia e Protecao de Aguas Continentais, Sao Paulo, Brasil*, 139-150.
- José de Paggi S. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. del Litoral* 15:135-155.
- Martínez de Ferrato A. 1967. Nuevos cladoceros para las aguas argentinas. *Physis*, Buenos Aires, 26:397-403.
- Mourao G. de M. 1989. *Limnología Comparativa de tres lagoas (Duas "baías" e una "salina") do Pantanal de Nhecolandia, M.S. Sao Carlos, S. P., Brasil*. Tesis Univ. Fed. S. Carlos, pp. 1-135.
- Pedrozo F. & Orfeo O. 1986. Evaluación de sólidos suspendidos en algunos ríos del noreste argentino: empleo de filtros. *Rev. Asoc. Arg. Petrog. Sedim.* 17:61-66.
- Schnabel Z. E. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. *Amer. Math. Monthly* 45:348-352.
- Soldano F. A. 1947. *Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina*. Cimera, Buenos Aires. Parte I. pp. 1-267.
- Welcomme R. L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longman, London, pp. 1-317.
- Welcomme R. L. 1985. *River fisheries*. FAO Fisheries Tec. Paper 262, Rome, pp. 1-330.

EL RIO DE LA PLATA, ¿UN SISTEMA FLUVIO-MARITIMO FRAGIL?: ACERCAMIENTO A UNA DEFINICION DE LA CALIDAD DE SUS AGUAS

José M. BAZAN y Etelvina ARRAGA

Servicio de Hidrografía Naval
Av. Montes de Oca 2124
1271 Buenos Aires, Argentina

ABSTRACT: RÍO DE LA PLATA, A FRAGILE FLUVIO-MARITIME SYSTEM?: AN APPROACH TO ITS WATER QUALITY DEFINITION.- Going through newspapers headlines, one can frequently reads assertions like "The Río de la Plata is contaminated" or "High fish mortality in the contaminated waters of the Río de la Plata". Such dramatic sentences which mass media bombard society with, have even influenced some specialists. Leaving philosophical discussions aside, we will try to define the water quality of the Río de la Plata based on a compilation of surveys made throughout several years. We will describe the physical characteristics of the river and combine them with the physico-chemical ones to establish the existence of two clearly differentiated subsystems, separated by a variable zone of maximum turbidity. We also mention the "barrier" effect of this zone and the self purification capability that turns this river into a "clean river", which supports the notion of a "strong river", rather than a fragile one. Nevertheless, an eye should still be kept on its water quality.

INTRODUCCION

Es relativamente frecuente encontrarnos frente a las siguientes aseveraciones: "El Río de la Plata está contaminado"; "Gran mortandad de peces en las aguas contaminadas del Río de la Plata". Estas frases lapidarias, vertidas por casi todos los medios de comunicación hacia la sociedad, han llegado a recibir incluso la aceptación de cierto nivel de la intelectualidad regional, con lo cual la creencia generalizada es que el Río de la Plata está contaminado. Sin duda las informaciones sobre el tema abundan en explicaciones más o menos "oficiales" (la gran mayoría "oficiosas") y esta situación complica aún más la cosa, haciendo que buena parte de la población se haga eco de estas aseveraciones, y crea a pie juntillas que el Río de la Plata está "contaminado".

Sin llegar a entrar en honduras excesivas, tenemos la idea de llegar a acercarnos a una definición de la calidad de las aguas del Río de la Plata, basada en trabajos realizados a lo largo

de varios años (CARP-SHN-SHOMA 1989). Para ello definiremos las características físicas del río, que junto con su caracterización fisicoquímica, nos permitirá establecer la presencia de dos subsistemas bastante bien definidos, cuyo límite variable lo especifica la zona de mayor turbiedad. Para tener una idea lo más acertada posible sobre la calidad de las aguas, en el cauce principal del Río de la Plata, se visualizan en gráficos las variaciones de algunos parámetros (nutrientes) y su relación con la zona de máxima turbiedad. Se menciona el efecto de "barrera" de la zona de máxima turbiedad, y el poder de autodepuración del Río de la Plata, que convierte a éste en un "río limpio", con una proyección de río fuerte, no frágil, al que sin embargo es necesario vigilar.

DESCRIPCION GEOGRAFICA

El Río de la Plata representa la salida de toda la cuenca del mismo nombre, que abarca parcialmente el territorio de Bolivia, Paraguay, Brasil, Uruguay y Argentina. La presencia de sedimentos en suspensión le confiere su color "leonado" característico, y corre sobre un lecho de canales y bancos. Está formado por la conjunción del río Paraná y del río Uruguay, con aportes de $17000 \text{ m}^3/\text{s}$ y $5000 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente, en término medio. El tratado del Río de la Plata (Fig.1) establecido por los gobiernos de la República Argentina y la República Oriental del Uruguay en 1973, fija sus límites entre el paralelo de Punta Gorda (R.O.U.) hasta la línea que une Punta del Este con Punta Rasa del Cabo San Antonio (Fraga 1983). Quedan así definidas algunas de las dimensiones características: ancho entre Colonia y La Plata, 68 km; ancho entre Punta Brava y Punta Piedras, 120 km; ancho en la boca, 220 km; largo total, 317 km. Resulta habitual sin embargo mencionar como largo total a la distancia desde el Paraná Guazú hasta la boca, siendo ésta de 280 km. Asimismo suele subdividirse al Río de la Plata en tres zonas, la denominada Río de la Plata Superior, desde el nacimiento hasta la línea Buenos Aires - Colonia; Río de la Plata Medio hasta la línea Punta Piedra - Punta Brava; y el Río de la Plata Exterior hasta la línea Punta Rasa - Punta del Este.

MORFOLOGIA

Si bien la mitad de la superficie del lecho del Río de la Plata se encuentra a una profundidad menor de 8 m, las profundidades más representativas están comprendidas entre 2-3 m; 6-7 m; y 6-16 m para las zonas superior, medio y exterior, respectivamente. Las unidades morfológicas corresponden a superficies deposicionales o erosivas, tal como Playa Honda, Sistema Fluvial Norte, Banco Grande de Ortiz, Gran Hoya del Canal Intermedio, Canal Norte, Canal Oriental, Barra del Indio, Canal Marítimo, Umbral de Samborombón, Alto Marítimo y Franja Costera Sur (J. L. Cavallotto, com. pers.). Por su estrecha relación con la presencia de

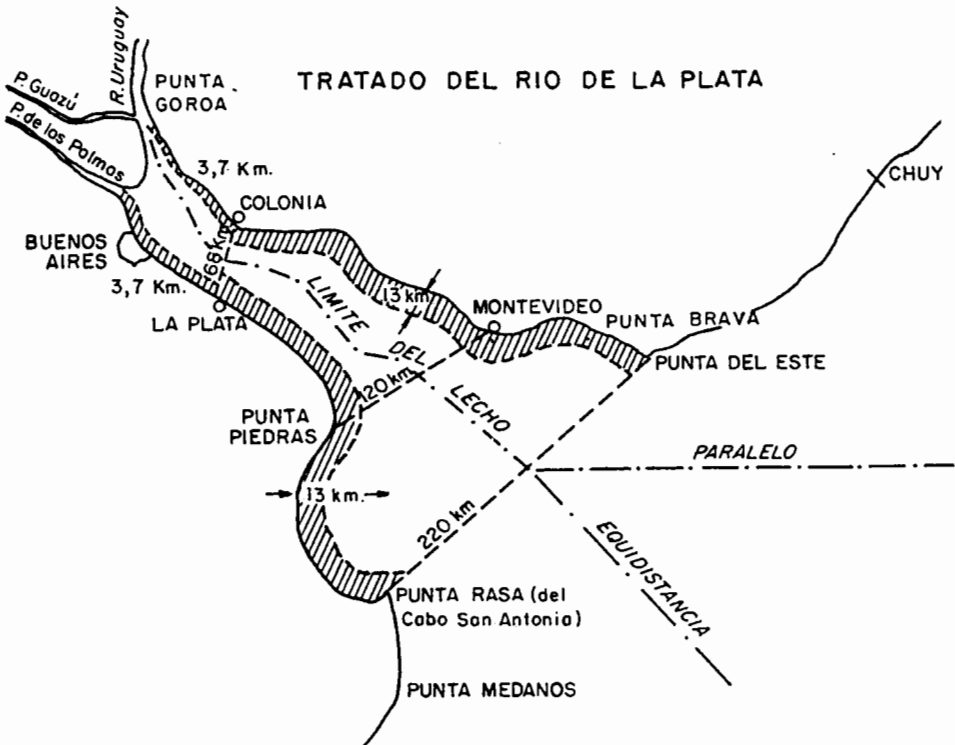


Fig. 1. Límite del Río de la Plata de acuerdo al tratado binacional (1973), (Fraga 1983).

material en suspensión describiremos brevemente algunas unidades. En la Gran Hoya del Canal Intermedio los depósitos sedimentarios están sometidos a permanente reciclaje, debido a la acción de las corrientes de marea. La Franja Costera Sur presenta condiciones apropiadas para la recepción de sedimentos, dado su baja energía de olas y la cercanía del Canal Principal. La Barra del Indio es una consecuencia de la acumulación de sedimentos recientes (agradación), constituida por material arcilloso, debido a diversos procesos, en lo que se involucra fundamentalmente la mezcla con aguas salinas.

DINAMICA

La situación dinámica del Río de la Plata es consecuencia de la acción de fuertes afluentes; la acción de la onda de marea oceánica con sus corrientes asociadas, y la intrusión

marina (Balay 1961). De esta forma las corrientes de bajantes siguen el curso natural del cauce y el aporte del Paraná Guazú se refleja hacia Playa Honda para unirse luego de la ciudad de La Plata, con la corriente del Paraná de Las Palmas. Las corrientes de creciente siguen la dirección de la onda de marea hacia el interior, desviando la proveniente del Paraná Guazú en forma transversal en la línea La Plata - Colonia (Fig. 2a y 2b).

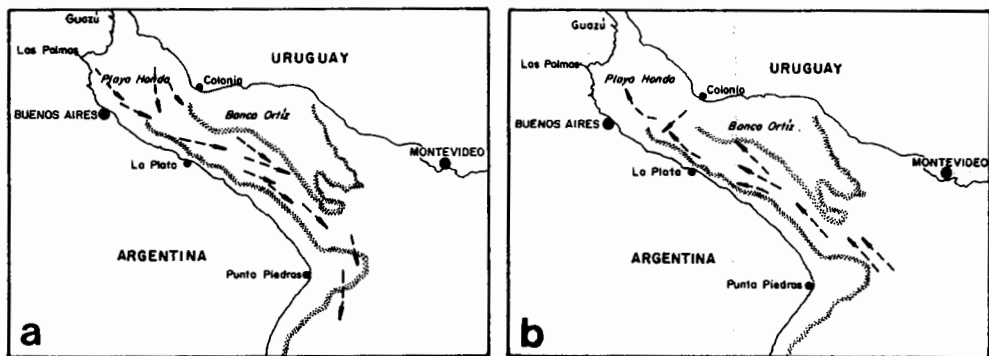


Fig. 2. Corrientes de bajante (a) y de creciente (b) en el Río de la Plata (según Balay 1961).

SALINIDAD

Las características del contenido salino marcan diferencias en lo que corresponden a las distintas zonas del Río de la Plata, y así en el Río de la Plata Superior y Medio los valores de este parámetro representan los típicos para sistemas fluviales netos; en cambio en el Río de la Plata Exterior la salinidad indica la presencia de zonas de mezcla, con contenido creciente de agua salina hacia la desembocadura (Fig. 3). Los valores medios de salinidad (en superficie) presentan un amplio rango, desde 0,2 ‰ en la línea Buenos Aires - Colonia, hasta 25 ‰ en la desembocadura, con valores individuales extremos desde 0,01 ‰ hasta 33,6 ‰. Dentro del Río de la Plata Medio la salinidad media en superficie no sobrepasa a 0,4 ‰, pero ya a partir de la línea Punta Indio - Punta Tigre, y con la isolínea de 0,5 ‰, se define el comienzo de las aguas oligohalinas, que se extienden hasta la línea de 5 ‰ (Punta Piedras - Punta Brava). A partir de allí el contenido salino va en aumento aguas abajo, hasta el nivel medio de 25 ‰ en la boca. Tal vez sea conveniente mencionar la existencia de un área central en el Río de la Plata Medio, con un valor de salinidad algo mayor que el entorno (0,5 ‰). Si bien el fenómeno es difícil de explicar, se estima que existe una situación de "estabilidad", con la presencia de lentes superficiales de agua mezcla, con mayor proporción de agua salina (Bazán & Janiot 1991).

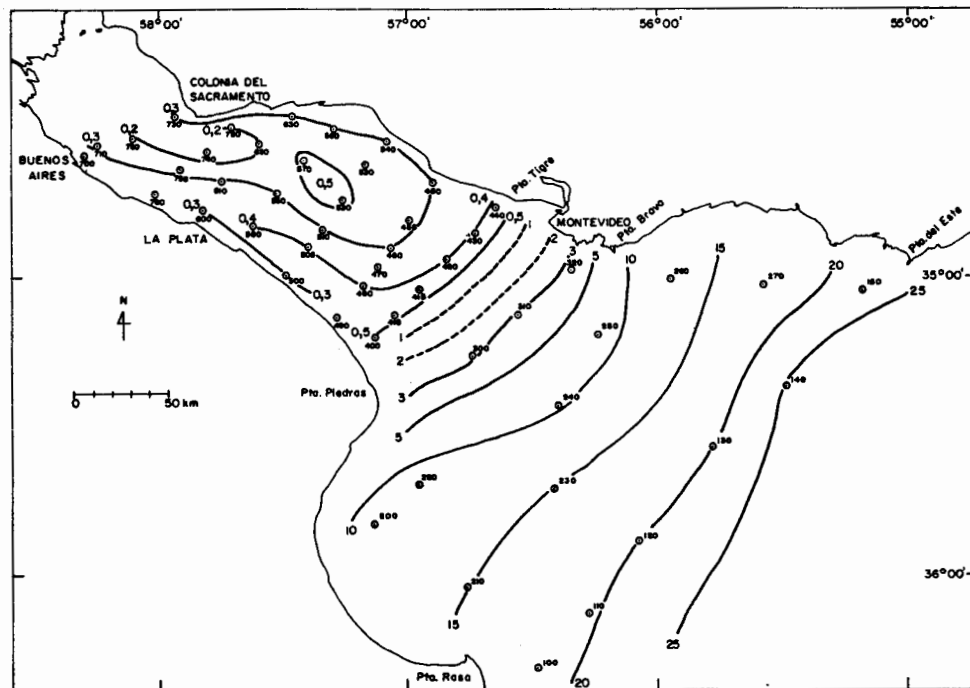


Fig. 3. Salinidades medias (1981-1987) superficiales en el Río de la Plata expresadas en gramos por mil; los puntos corresponden a las estaciones de muestreo (según Bazán & Janiot 1991).

MATERIAL EN SUSPENSION

Está constituido en su mayoría por materiales finos, con gran preponderancia de limos y arcillas, y presenta un rango medio en superficie de 15 a 250 mg/l en la Estación 400, altura Punta Indio. Estas cifras son indicativas de ambas situaciones extremas; la entrada de aguas pobres en material en suspensión (Río Uruguay), y la acción del agua de mar en la zona de mezcla temprana (isolínea de 0,5 ‰) donde debido a los procesos de floculación por el aumento de la fuerza iónica, y a la turbulencia que reduce la velocidad de caída, se produce la resuspensión del material particulado, con un aumento de la concentración en superficie (trampa de sedimentos). Así vemos (Fig. 4) que desde una concentración media en suspensión de 70-80 mg/l en la línea Buenos Aires - Colonia (típica de ambientes fluviales - Río Paraná), se llega hasta un máximo en Punta Piedras - Punta Brava de 200-250 mg/l, desde donde comienza un rápido descenso en la concentración de material en suspensión en superficie, hasta unos 15 mg/l en la boca del río. Queda así definida una zona de máxima turbiedad limitada por las isolíneas de concentración media de material en

suspensión de 150 mg/l, que comienza a partir de salinidades de 0,5-1 ‰, y que llega a un máximo de 200-250 mg/l a una salinidad de 3 ‰. Con el aumento de salinidad vuelve a disminuir la concentración de material en suspensión y luego de la isolínea de 5 ‰ (aguas abajo) los valores decrecen bruscamente y ya en salinidades de 10 ‰ se encuentran concentraciones medias de tan sólo 50 mg (Bazán & Janiot 1991).

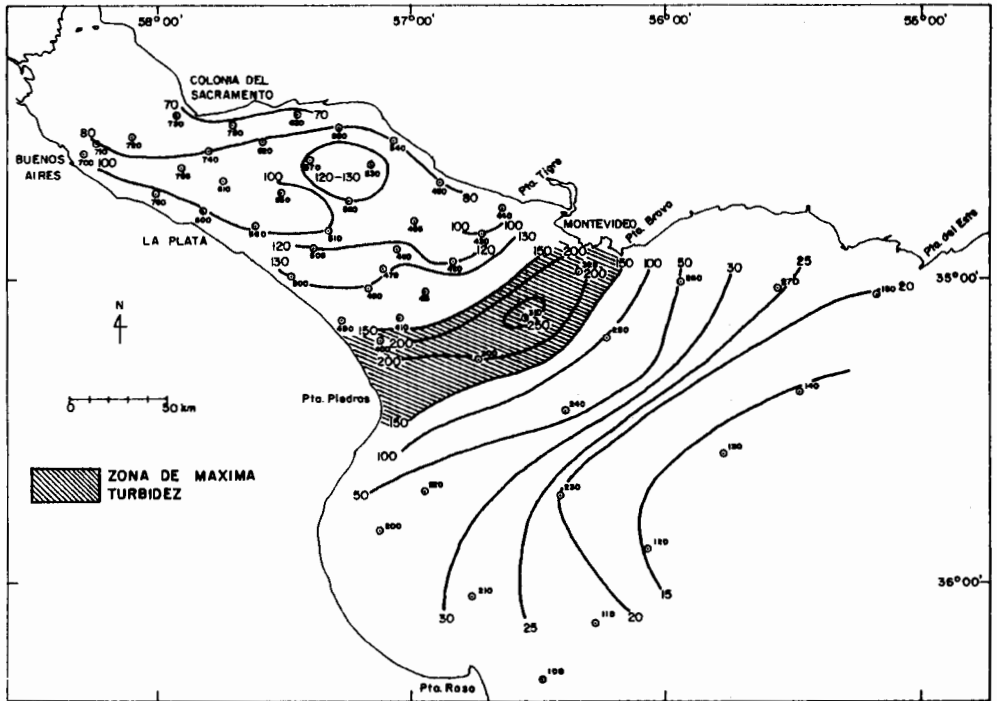


Fig. 4. Valores medios (1981-1987) de materiales en suspensión en el Río de la Plata, en superficie, expresados en mg/l (según Bazán & Janiot 1991).

En resumen, las isolíneas de salinidad media (en superficie) de 0,5 y 5 ‰ definen la zona de máxima turbidez en el Río de la Plata, separando así la región en dos subsistemas definidos: el fluvial neto, que incluye al Río de la Plata Superior y Medio, y el fluvio-marítimo, desde el límite de este último hasta la desembocadura del Río de la Plata Exterior. La zona límite del material en suspensión aportado por el sistema fluvial, y que indica una situación media, encuentra su correspondencia en imágenes satelitales, cuya representación gráfica (Fig. 5a y 5b) nos muestra claramente que el frente marcado en la figura 4 corresponde a una situación promedio de ambas imágenes, tomadas en dos situaciones hidrográficas distintas (Gagliardini, com. pers.), otorgando

así validez a la aproximación representada al tomar los valores medios obtenidos a lo largo de los años 1981 a 1987.

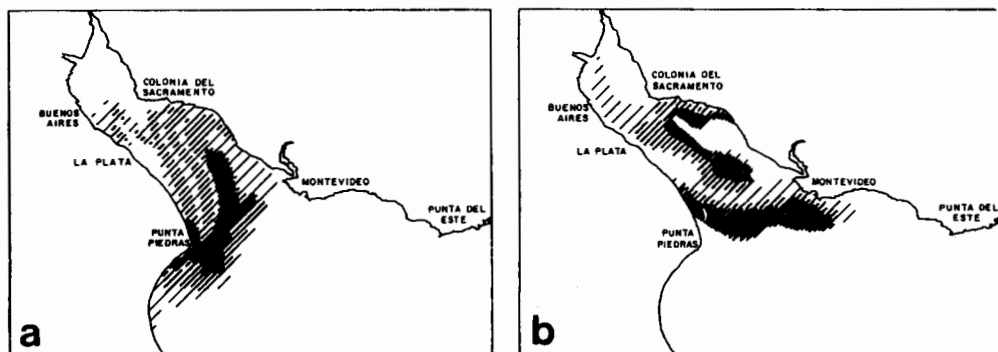


Fig. 5. Interpretación gráfica satelital. a: Sobrevista del Río de la Plata; sistema satelital Tiros N-G/AVHRR, canal 1 (13-1-1980). b: Sobrevista del Río de la Plata; sistema satelital Nimbus 7/CZCS, canal 5 (10-12-1978).

PARAMETROS RELACIONADOS CON LA CALIDAD DE LAS AGUAS

Tomaremos en este caso particular la incidencia de la contaminación antropogénica en el curso principal del Río de la Plata, definiendo a éste como aquella área del río incluida a partir de los 4-5 km de la línea de costa hacia el centro del mismo. Utilizaremos como parámetro ejemplos los correspondientes a las concentraciones de amonio (N/NH_4), nitrato (N/NO_3), y fosfatos (P/PO_4), en general buenos indicadores de contaminación, provenientes de la degradación de materiales orgánicos (escorrentía, descargas cloacales).

AMONIO: Los valores máximos medios (Fig. 6) de 15 a 20 $\mu\text{mol/l}$ en la línea Buenos Aires - Colonia, indicadores de ingreso de materia orgánica nitrogenada al sistema proveniente de los efluentes, decrecen hacia el área central del Río de la Plata Medio (3-5) debido a la oxidación posterior a nitrito y nitrato, pero presentan un aumento sobre ambas márgenes, debido al nuevo aporte (margen norte) y a la remoción de sedimentos arcillosos que tienen adsorbidos en superficie al ión amonio (margen sur), situación que se repite en la zona de mayor turbiedad (isóclinas de 15 y 25 $\mu\text{mol/l}$). A partir de aquí y aguas abajo, la concentración disminuye hasta alcanzar 1-2 $\mu\text{mol/l}$ en la boca del Río de la Plata Exterior. La concentración individual máxima hallada corresponde al nivel de 30 $\mu\text{mol/l}$, equivalente a 0,42 mg/l de N/NH_4^+ (Bazán & Janiot 1991).

NITRATO: En la zona central los valores medios de concentración (Fig. 7) se sitúan entre 15-18 $\mu\text{mol/l}$, aumentando hacia las márgenes, con la característica singular que toda la

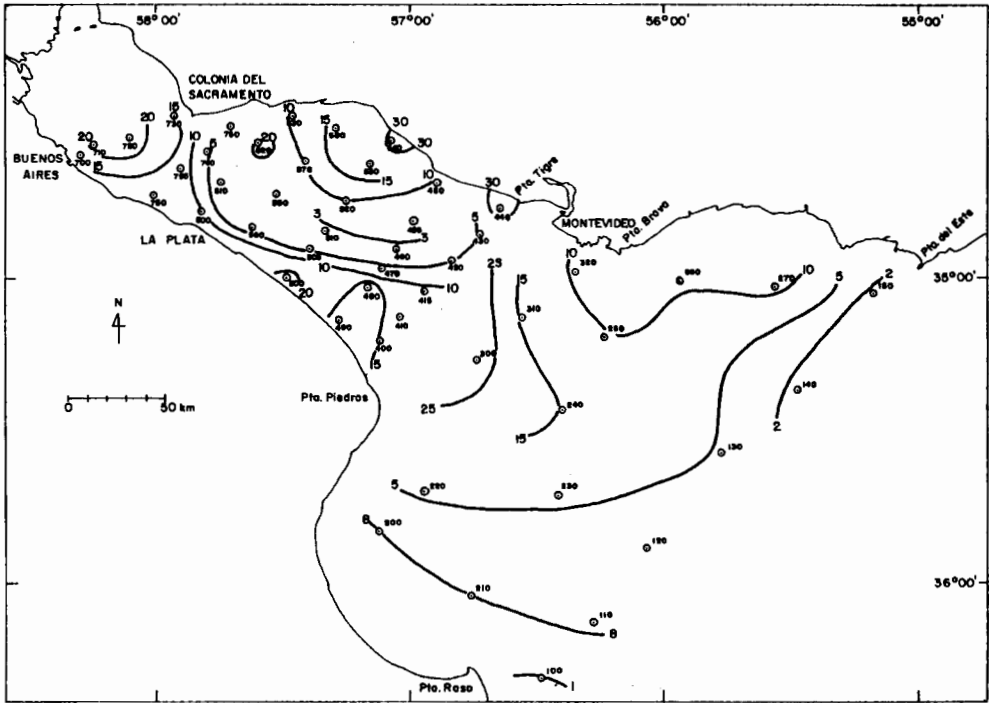


Fig. 6. Valores máximos (1981-1987) superficiales de amonio en el Río de la Plata, en $\mu\text{mol/litro}$ (según Bazán & Janiot 1991).

zona próxima a la margen norte presenta valores constante de 20-25 $\mu\text{mol/l}$, al contrario de la margen sur, donde estos valores sólo aparecen luego de Atalaya (estación 500), coincidentes con valores altos de amonio. También podemos ver que la presencia de la zona de mayor turbiedad no incide sobre la concentración de nitrato, ya que este ión no se adsorbe sobre el material arcilloso. Luego de abandonar el sistema fluvial neto, y a partir de la isolínea de salinidad media de 5 ‰ (fin de la zona de máxima turbiedad), la concentración de nitrato desciende gradualmente hasta 1-2 $\mu\text{mol/l}$ en la desembocadura del Río de la Plata Exterior. La concentración individual máxima hallada, corresponde al nivel de 60 $\mu\text{mol/l}$, equivalente a 0,84 mg/l de N/NO_3^- (Bazán & Janiot 1991).

FOSFATO: En la figura 8, isolíneas de valores medios, vemos que la concentración de 1,0 $\mu\text{mol/l}$ se mantiene desde la línea Buenos Aires-Colonia, hacia la zona central y en la margen norte del Río de la Plata Medio (0,9-1,2 $\mu\text{mol/l}$). En la margen sur el aporte de los grandes conglomerados urbanos la elevan a 1,7 $\mu\text{mol/l}$, a partir de la descarga cloacal de Berazategui. Se destacan la aparición de valores individuales atípicos en la zona de La Plata (10

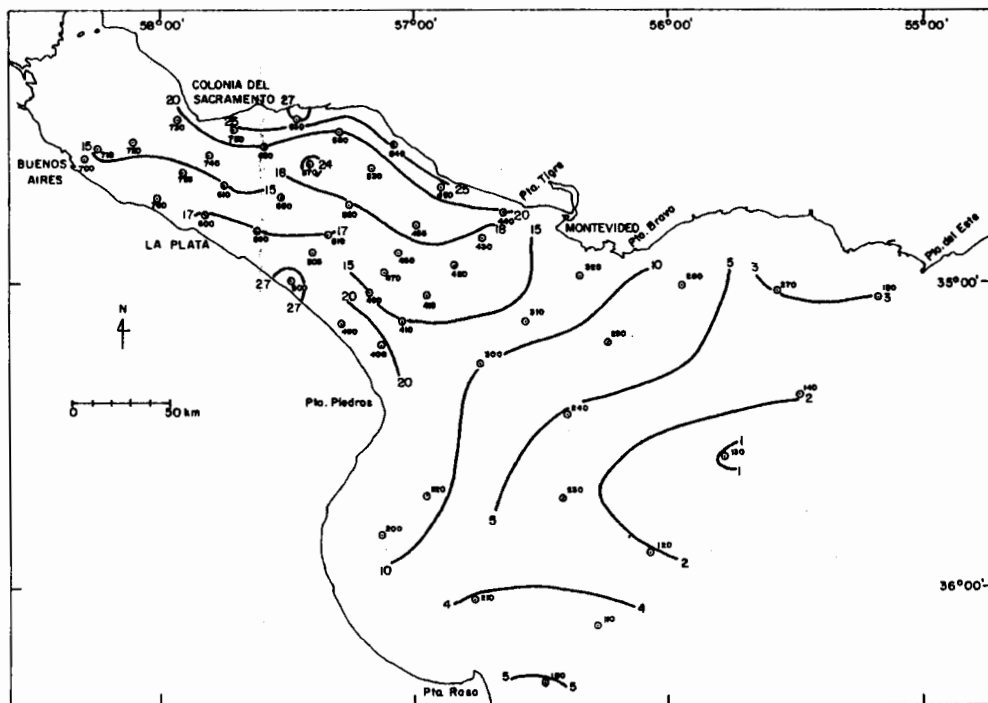


Fig. 7. Valores medios (1981-1987) superficiales de nitrato en el Río de la Plata, en $\mu\text{mol/litro}$ (según Bazán & Janiot 1991).

$\mu\text{mol/l}$) y en la cercanías de Montevideo ($5 \mu\text{mol/l}$), indicadores de aportes puntuales y esporádicos. La aparición de altos valores de concentraciones medias en la zona de máxima turbiedad, indican la remoción de sedimentos que liberan el fosfato, ya que la adsorción de éste sobre las arcillas resulta ser un proceso reversible (Pizarro & Orlando 1984). Una vez sobrepasado el límite de la zona de máxima turbiedad, y aguas abajo del Río de la Plata Exterior, la concentración media disminuye hasta valores de $0,6 \mu\text{mol/l}$ en la boca. La máxima concentración individual encontrada corresponde a $10 \mu\text{mol/l}$, equivalente a $0,31 \text{ mg/l}$, de P/PO_4^{3-} (Bazán & Janiot 1991).

CONCLUSIONES

Aún cuando en esta comunicación sólo se han mencionado los valores de concentración de algunos parámetros y su variación, a modo de ejemplos, la bibliografía (CARP-SIHN-

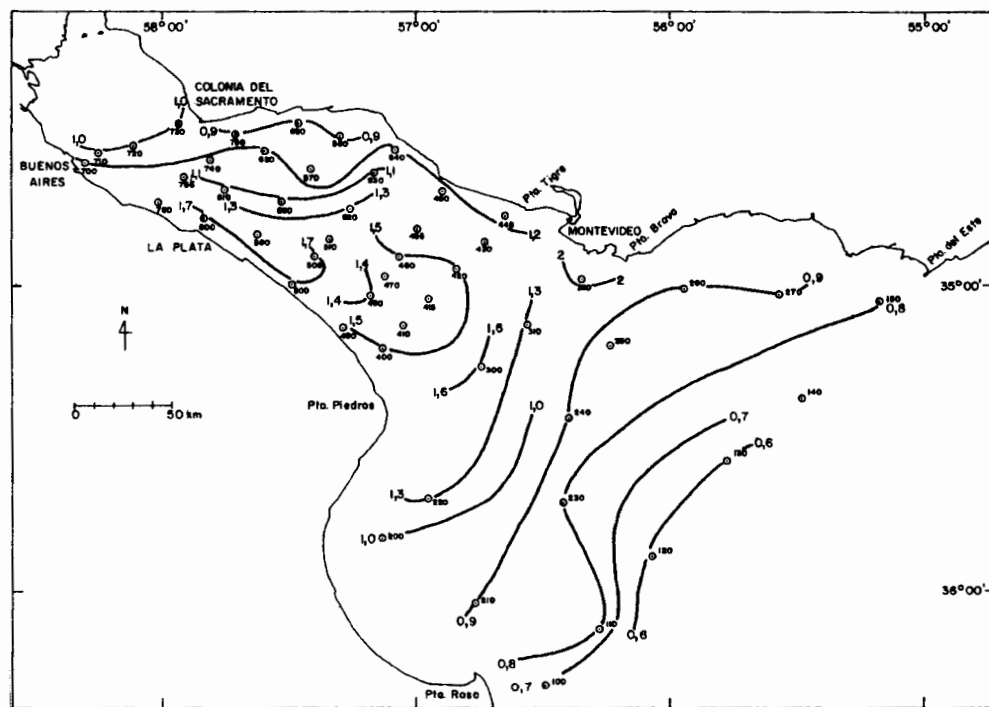


Fig. 8. Valores medios (1981-1987) superficiales de fosfato en el Río de la Plata, en µmol/litro.

SHOMA 1989) ofrece mayor información, con parámetros de los denominados “contaminantes tóxicos o peligrosos”, tales como metales, hidrocarburos y biocidas, y puede establecerse lo siguiente: El cauce principal del Río de la Plata, en lo que corresponde al subsistema fluvial neto, no presenta signos de contaminación orgánica excesiva, pudiéndose consignar que los valores hallados hasta el presente, en lo que respecta a parámetros mencionados (normales y contaminantes), no sobrepasan en general los niveles guías establecidos por los usos normales (Tabla I). Con respecto a los parámetros de calidad bacteriológica, su misma naturaleza hace que su concentración sea despreciable en este ámbito. En el subsistema fluvio-marítimo, a pesar de la concentración debida a la intrusión salina (propia de este tipo de ambiente), los fenómenos de autodepuración se exageran, debido no solamente a la gran dilución implícita, sino fundamentalmente al efecto de “barrera” producido por la zona de máxima turbiedad, que permite que buena parte de los contaminantes queden “atrapados” en la zona límite, impidiendo su propagación hacia el mar y permitiendo que se sucedan procesos de degradación posteriores (Bazán & Janiot 1991).

Tabla I. Estándares de calidad de agua para consumo humano con tratamiento convencional.

Parámetro	Unidades	Nivel permitido
Amonio (1)	N/NH ₄ ⁺	< 0,5 mg/l
Nitrito (1)	N/NO ₂ ⁻	< 0,1 mg/l
Nitrato (1)	N/NO ₃ ⁻	< 10 mg/l
Fosfato (2)	P/PO ₃ ³⁻	< 0,7 mg/l

(1) Extractado de Niveles Guías de Calidad de Agua, en función de los diferentes usos del recurso. Doc. de Trabajo, Delegación Argentina del Tratado de la Cuenca del Plata, Secr. Rec. Híd., Buenos Aires, 1987.
 (2) Extractado de las directivas para la Comunidad Económica Europea (C.E.E.) L'état de l'environnement, Premier Report, Commission des Communautés Européens (1977).

Es evidente que esta aseveración no puede extrapolarse a la costa, más específicamente a la Franja Costera Sur, con áreas ciertamente degradadas o en vías de serlo. Esta zona, que ha sido definida como la que abarca el área comprendida entre la línea de costa y los 3-5 km próximos a ella, ha sido motivo de estudio durante los años 1989 y 1990 y en conjunto, por Obras Sanitarias de la Nación, Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires, y el Servicio de Hidrografía Naval, a fin de complementar un panorama de base para una definición más completa de la Calidad de las Aguas del Río de la Plata. Los resultados obtenidos son motivo de un informe público (AGOSBA-OSN-SIHN 1992) de próxima aparición. En esta zona los fenómenos de contaminación debido fundamentalmente a los aportes terrestres antropogénicos, son muy notables en ciertas localizaciones, tales como la descarga del Riachuelo y de los Arroyos Santo Domingo y Sarandí, la descarga del emisario cloacal en Berazategui y la descarga de efluentes del polo industrial de Ensenada (destilería y petroquímicas). Sin embargo, sí podemos ver de lo expuesto que los procesos de autodepuración, merced a la dinámica propia del río y a su adaptación, comienzan rápidamente aguas afueras de la línea costera y muchos contaminantes han disminuido en su concentración hasta obtener niveles aceptables a partir de los 4-5 km, dentro del cauce principal del Río de la Plata. Existe la posibilidad cierta de que algunos contaminantes atrapados en los sedimentos (como los metales pesados), debido a diversos procesos, como resuspensión de sedimentos, formación de compuestos solubles lábiles por acción química, acción bacteriana, etc., sean liberados y vuelvan al medio acuoso aumentando así su concentración. Es indudable que esto ya ha sucedido, al menos en cierta de proporción, pero su efecto no se ha hecho notar sobre la gran masa de agua involucrada y evidentemente los contaminantes han sido transportados hacia el mar, ya muy diluidos.

Con respecto a los contaminantes de origen antropogénico, la gran energía del Río de la Plata, debido fundamentalmente a factores meteorológicos y la conjunción de éstos con los factores mareológicos, más la acción "fijante" del material en suspensión, hace que el poder

autodepurador de este gran sistema sea mucho mayor que el observado en otros ambientes fluvio-marítimos, y que su estado de "salud" sea bueno por el momento y no presente signos evidentes de fragilidad. Por supuesto que todo sistema "duro" presenta su arista débil, pero la del Río de la Plata no está fundamentada tanto en lo que significan los aportes antropogénicos actuales, sino en los futuros, habida cuenta de las proyecciones habitacionales e industriales de la Franja Costera Sur, otras presiones al sistema tal como accidentes importantes (derrames de petróleo, fugas en usinas núcleo-eléctricas, etc.). No deberá descartarse asimismo el efecto del cambio global climático y que, de acuerdo a algunas predicciones en un futuro no muy lejano, hará aumentar el nivel de los océanos, trayendo aparejado una nueva situación en el Río de la Plata, con aumento de la acción mareal que hará que, entre otras cosas, se mueva aguas arriba la zona de mayor turbiedad.

De esta forma los estudios ya realizados, que no han agotado ni mucho menos, el conocimiento de la calidad de las aguas del Río de la Plata, y en los cuales se basan las aseveraciones expuestas en esta comunicación, deben servir como base para emprender ya mismo estudios multidisciplinarios y multiinstitucionales, que permitan llegar a conocer y comprender con cierta exactitud el comportamiento y destino final de los contaminantes introducidos al río en forma natural o antropogénica, a fin de encarar acciones destinadas a salvaguardar para el futuro esta importante fuente de recursos.

BIBLIOGRAFIA

- AGOSBA-OSN-SIHN (Administr. Gen. Obras Sanit. Prov. Buenos Aires - Obras Sanit. Nación - Serv. Hidrogr. Naval) 1992. *Río de la Plata. Calidad de aguas. Franja costera sur (San Isidro-Magdalena)*. Buenos Aires, 168 p.
- Balay M. A. 1961. El Río de la Plata entre la atmósfera y el mar. *Publ. Serv. Hydrogr. Naval* H-621. Buenos Aires, 153 p.
- Bazán J. M. & Janiot L. J. 1991. Zona de máxima turbidez y su relación con otros parámetros del Río de la Plata. *Doc. Téc. Dto. Oceanogr. Serv. Hidrogr. Naval* N° 65/91. Buenos Aires, 22 p.
- CARP-SIHN-SOHMA (Comisión Administr. Río de la Plata - Serv. Hidrogr. Naval, Argentina - Serv. de Oceanogr. Hidrol. Meteorol. Armada, Uruguay) 1989. *Estudio para la evolución de la contaminación en el Río de la Plata*. Buenos Aires, 422 p.
- Fraga J. A. 1983. *La Argentina y el Atlántico Sur*. Inst. Publ. Navales, Buenos Aires, 340 p.
- Pizarro M.J. & Orlando A. M. 1984. Distribución del fósforo, silicio y nitrógeno disueltos en el Río de la Plata. *Publ. Serv. Hydrogr. Naval* H-625. Buenos Aires, 57 p.

EL USO DEL RIO BIOBÍO Y SU IMPACTO AMBIENTAL: PREMISAS PARA UNA GESTION INTEGRAL

Oscar O. PARRA

Centro Universitario Internacional Europa-América Latina
de Investigación y Formación en Ciencias Ambientales (EULA-CHILE),
Universidad de Concepción, Casilla 2407, Concepción, Chile

ABSTRACT: USES OF THE BIOBÍO RIVER AND THEIR ENVIRONMENTAL IMPACT: GUIDELINES FOR INTEGRATED MANAGEMENT.- The Biobío river is considered one of the Chilean water bodies with the most critical present and potential characteristics of pollution, particularly due to both the types and amounts of wastes discharged into it. This circumstance seriously affects plans on its future use (e. g., drinking water, industrial, hydroelectric, irrigation, recreation, etc.), and enhances, its environmental impact on the Gulf of Arauco, which is the most important fisheries coastal area of the country. The Biobío river represents one of the most important natural traits of the region. During the last decades the Biobío river ecosystem has been subjected to strong changes due to pollution. This has resulted in a severe decrease of the number of species and natural habitats. Among the most important development projects which will use the Biobío river as a hydrological resource is the Central Pangué Hydroelectric Project and the Laja-Diguillín Irrigation Project. These projects are at present at different stages of development: the former at the construction stage, and the latter shortly to be approved for construction. Both projects would cause alterations on the river ecosystem not yet evaluated. Additional impact is due to the two cellulose plants operating in the area. Environmental problems affecting the Biobío river hydrographic basin and their influence on the coastal marine area represent the result of the many uses to which these natural resources are subjected. When evaluating the environmental impact of any one agent in the area drained and the fluvial system, the following factors should be taken into account : 1) A significant gradual increase in the density of human population along the river, particularly near its mouth. 2) An increase in the erosion of highlands due to deficient agricultural practices and deforestation. 3) Greater levels of water pollution due to the diversification of human activities in the river basin. 4) The diversion of river water for irrigation or water embayments (hydroelectric plants) can also cause drastic and immediate consequences on the ecological system and, thereby, generate conflicts with other uses of the hydrological resources (recreation, tourism, irrigation, potable water, etc.)

INTRODUCCION

Los ríos y las zonas marino costeras de su influencia sufren cada vez más agresiones ambientales, que aumentarán, probablemente, debido a los proyectos de ingeniería y a posibles cambios climáticos derivados del calentamiento por el efecto invernadero (Milliman 1990). Según las proyecciones del calentamiento climático para el próximo siglo, los mayores índices

de evapo-transpiración y de disturbios locales de la precipitación podrían conducir a coeficientes más altos de erosión y por ende a mayor aporte de sedimento fluvial al mar (Le Houérou, en prensa). A medida que países en vías de desarrollo como el nuestro, avanzan en su desarrollo económico, habrá cada vez más demanda de control y utilización de los ríos. El aumento del consumo de energía hidroeléctrica, el máximo uso agrícola por medio de la irrigación, el uso forestal, la mitigación de los efectos de las inundaciones y la sequía son razones evidentes para tener en cuenta dichos proyectos.

El río Biobío, es considerado como uno de los cuerpos de agua dulce en Chile que presenta características potenciales más críticas, especialmente sobre la base del tipo y cantidad de desechos descargados en él, y por otra parte, por su uso actual e impacto ambiental en el Golfo de Arauco debido a sus descargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes. En el marco de las consideraciones anteriores, deben tenerse presente, en particular para el río Biobío, los siguientes antecedentes:

- 1) Densidades de población cada vez mayores a lo largo del río y en particular cerca de la desembocadura.
- 2) Aceleración de los índices de erosión de las tierras altas debido a prácticas agrícolas deficientes y a la deforestación.
- 3) Mayores niveles de contaminación del agua.
- 4) La desviación del río o la contención del río también pueden tener consecuencias drásticas e inmediatas en el sistema ecológico (e. g., la productividad en el área marina de influencia del río Biobío, Golfo de Arauco, podría reducirse y aumentar la erosión costera).
- 5) La transferencia y el destino final del agua, los nutrientes y los sedimentos del río hacia el área marina deben ser objeto de intensos estudios y no hay que minimizar las consecuencias prácticas de dichos estudios.

La descarga fluvial es la fuente primaria de nutrientes y agua dulce para el océano que equilibra la pérdida debida a la evaporación neta superficial, así como también los ríos son importantes conductos de introducción de elementos contaminantes en el océano. Por estos motivos, mantener o cambiar la cantidad o la calidad de la descarga fluvial son cuestiones de criterios preventivos en cuanto se trata de encarar los cambios presentes y futuros del clima y el medio ambiente (Milliman 1990). Sin embargo, predecir los cambios en los procesos y sus repercusiones, implica conocer el flujo, el transporte y la descarga del río al océano y el destino final de los productos descargados.

EL RIO BIOBIO COMO RECURSO NATURAL

El Biobío, desde un punto de vista económico (como generador de recursos naturales), es el río más importante de Chile. Su área de drenaje, sus principales tributarios, el perfil

longitudinal y la división morfológica se muestran en la figura 1a-c. Las principales características del río y de su cuenca hidrográfica se resumen en la tabla I, y en la tabla II se hace una síntesis de los más importantes problemas ambientales de su hoya hidrográfica y algunas de las acciones de control y prevención.

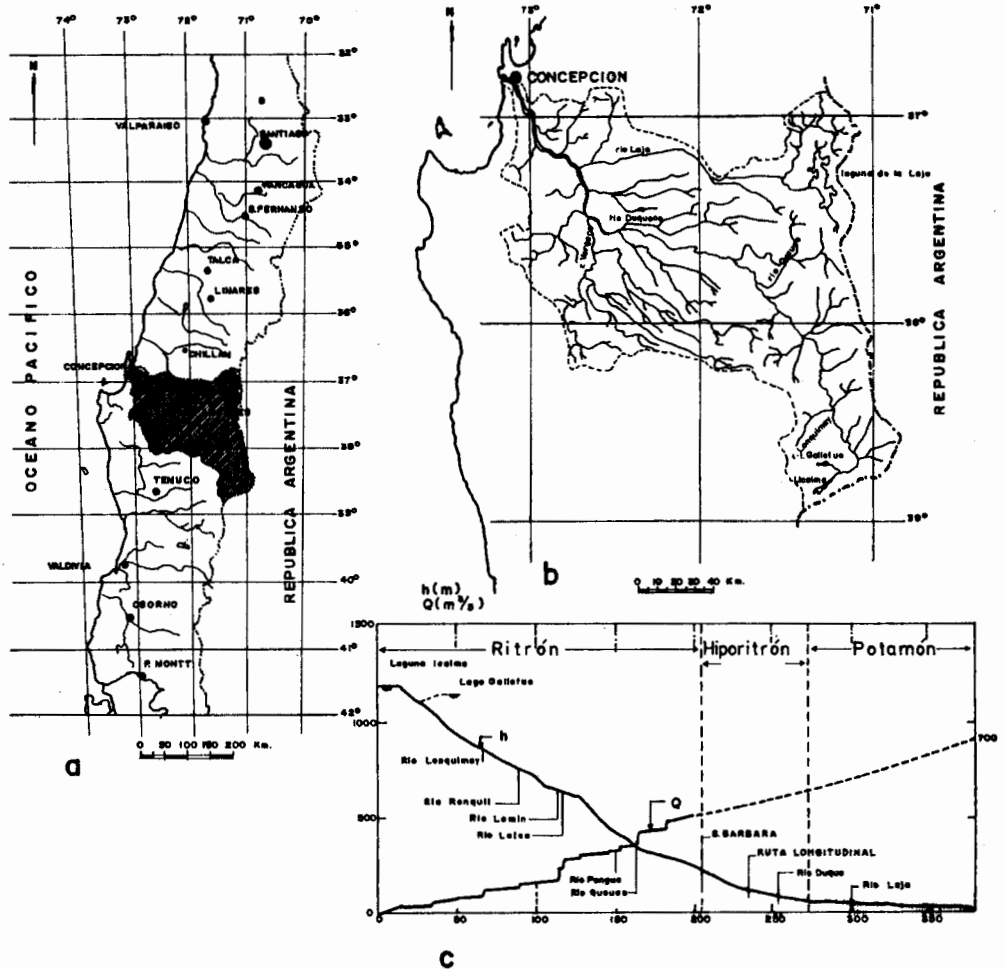


Fig. 1. Cuenca hidrográfica del río Biobío: a.- Ubicación geográfica. b.- Detalle de la cuenca con los principales tributarios y asentamientos urbanos. c.- Perfil longitudinal, variación del caudal promedio y división ecológica.

Considerando el valor económico de su hoya o cuenca, el río Biobío juega un rol importante en las siguientes funciones:

1) **Fuente de abastecimiento de agua potable.** Alrededor de 500.000 habitantes se abastecen del río Biobío, utilizando aproximadamente 130.000 mil metros cúbicos por día (1,5 m³/s).

2) **Fuente de agua para uso industrial.** La mayor parte de la industria de la VIII Región de Chile capta agua para sus procesos del río Biobío, utilizando más de un millón de metros cúbicos por día (11,5 m³/s).

Tabla I. Principales características de la cuenca del Biobío

UBICACIÓN GEOGRÁFICA: 37° y 39° Lat. Sur, 71° y 73° Long. Oeste.

SUPERFICIE DE LA CUENCA: 24.260 km² (71% en la VIII Región y 29% en la IX Región; 45% sup. VIII Región). 24 de las 49 comunas de la Región.

MORFOLOGÍA DEL RÍO: (1) sector río de montaña (ritron): 270 Km; (2) sector río de llanura (potamon): 110 Km; curso principal orden 9 ó 10.

GEOLOGÍA (UNIDADES DE RELIEVE): Cordillera Andina; Depresión Intermedia; Cordillera de la Costa y Llanura litoral.

CLIMATOLOGÍA: Muy variable espacial y temporalmente, condicionada por el mar y la topografía.

FUENTE DE ALIMENTACIÓN: Precipitaciones invernales; deshielo primaveral.

NACIMIENTO (ORIGEN): Laguna Galletué e Icalma (IX Región).

LONGITUD CAUCE PRINCIPAL: Aprox. 380 Km (segundo de Chile)

CAUDAL DE DESEMBOCADURA: 960 m³/s (máx. en invierno 1.600 m³/s; mín. en verano 200 m³/s).

ARRASTRE DE SEDIMENTOS: Grandes volúmenes de arenas negras volcánicas y de sedimentos producto de la erosión.

DESEMBOCADURA: Parte norte del Golfo de Arauco.

POBLACIÓN ESTIMADA EN LA CUENCA: Aprox. 900.000 habitantes.

RECURSOS: (1) Cordillera Andina: bosque nativo, recursos hidroenergéticos. (2) Depresión intermedia: plantaciones, agricultura, ganadería. (3) Cordillera de la costa y llanura litoral: plantaciones, recursos pesqueros.

PRINCIPALES USOS DEL AGUA: (1) Fuente de agua potable, (2) industria, (3) riego, (4) energía, (5) recepción de desechos urbanos e industriales, (6) recreación y turismo.

USO DE LA SUPERFICIE: Agricultura y forestación (menor grado ganadería); asentamientos urbanos e industriales.

Tabla II. Principales problemas ambientales en la cuenca del río Biobío y acciones de control y prevención.

PROBLEMAS AMBIENTALES	ACCIONES DE CONTROL Y PREVENCIÓN
1. DESTRUCCIÓN DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES:	Protección de la flora y fauna nativa. Creación de áreas de protección ecológica. Control de incendios. Educación ambiental.
2. EROSIÓN-SEDIMENTACIÓN:	Conservación de la cuenca alta (ampliación de las áreas de Parques Nacionales). Conservación de suelos. Reforestación. Control de torrentes. Zonificación y manejo de microcuencas.
3. CALIDAD DEL SUELO:	Obras de drenaje. Zonificación de su uso y conservación.
4. CONFLICTO DE USO DEL SUELO (URBANO/RURAL):	Acciones de incentivo y desincentivo. Zonificación de áreas agropecuarias y forestales productivas. Establecimiento de un plan regulador urbano. Planificación del uso del territorio regional.
5. INUNDACIONES:	Mejoramiento de cauces naturales. Zonificación de áreas de riesgo. Sistema de alerta y atención de emergencia. Conservación de la vegetación de la cuenca.
6. MALA CALIDAD ESTÉTICA DEL PAISAJE:	Ampliación de las áreas de protección ecológica. Zonificación del área industrial. Zonificación del área turística. Incentivo a la actividad turística.
7. TRANSPORTE RURAL:	Mejoramiento de la red vial actual. Construcción de puentes y caminos. Reconstrucción de la red de ferrocarriles.
8. CONCENTRACIÓN URBANA E INDUSTRIAL:	Planificación del territorio. Acciones de incentivo y desincentivo. Zonificación del área industrial. Estudios y revisión de planes reguladores.
9. CONTAMINACIÓN URBANA E INDUSTRIAL:	Construcción de plantas de tratamiento. Zonificación de áreas críticas. Control de efluentes (índices de emisión). Control de los cuerpos receptores (programa de monitoreo). Incentivos. Legislación y reglamentación (estándares).
10. CONFLICTOS SOCIOCULTURALES (PEHUENCHES):	Política indígena. Áreas de protección de la población indígena.

3) **Cuerpo receptor de aguas servidas y efluentes industriales.** Un total de 17 pueblos y ciudades (Tabla III y figura 2) descargan aguas servidas directa o indirectamente sin tratamiento previo al río Biobío (0,85 m³/s) correspondiendo a una población de alrededor de medio millón de habitantes (Coronado 1988). Las descargas de efluentes industriales son aproximadamente 9 m³/s de los cuales alrededor de 5 m³/s descargan sin ningún tipo de tratamiento. En la figura 3 se presentan las principales industrias que evacúan al sistema acuático del río Biobío.

4) **Uso y manejo del recurso agua.** El sistema hidrográfico del río Biobío tiene una importante función en el drenaje de la cuenca. El área de la cuenca tiene un alto desarrollo forestal y agropecuario en gran parte de su extensión. Al mismo tiempo genera el 28% de la energía hidroeléctrica actual de Chile, con posibilidades de incrementar esta producción en 3,5 veces. Por otra parte, del río se destina 101 m³/s para regar aproximadamente 160000 ha. El

Tabla III. Localidades que descargan efluentes urbanos directa o indirectamente en el río Biobío (fuente: Coronado 1988).

LOCALIDAD	CURSO RECEPTOR
Lonquimay	Lonquimay - Biobío
Santa Bárbara	Biobío
Negrete	Biobío
Mulchén	Bureo - Mulchén - Biobío
Nacimiento	Vergara - Biobío/Taboleo - Biobío
Angol	Huequén - Malleco - Vergara - Biobío
Los Sauces	Rehue - Malleco - Vergara - Biobío
Renaico	Renaico - Vergara - Biobío
Ercilla	Huequén - Vergara - Malleco - Biobío
Collipulli	Maleco - Vergara - Biobío
Los Angeles	Hualqui - Quilque - Biobío
Laja	Biobío
Yumbel	Río Claro - Laja - Biobío.
Chiguayante	Biobío
Concepción	Biobío
San Pedro	Biobío
Talcahuano	Biobío

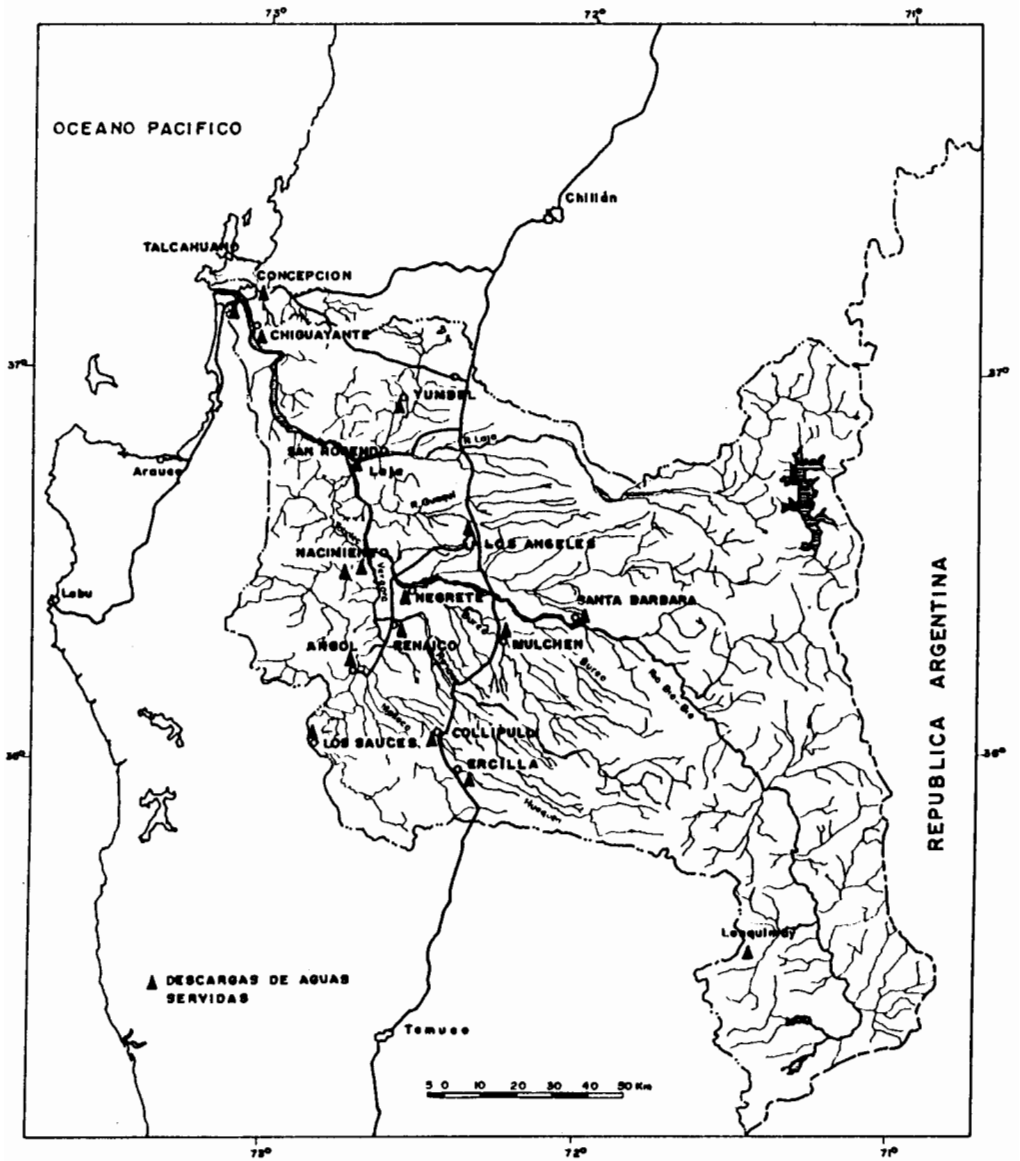


Fig. 2. Descarga de aguas servidas en el río Biobío.

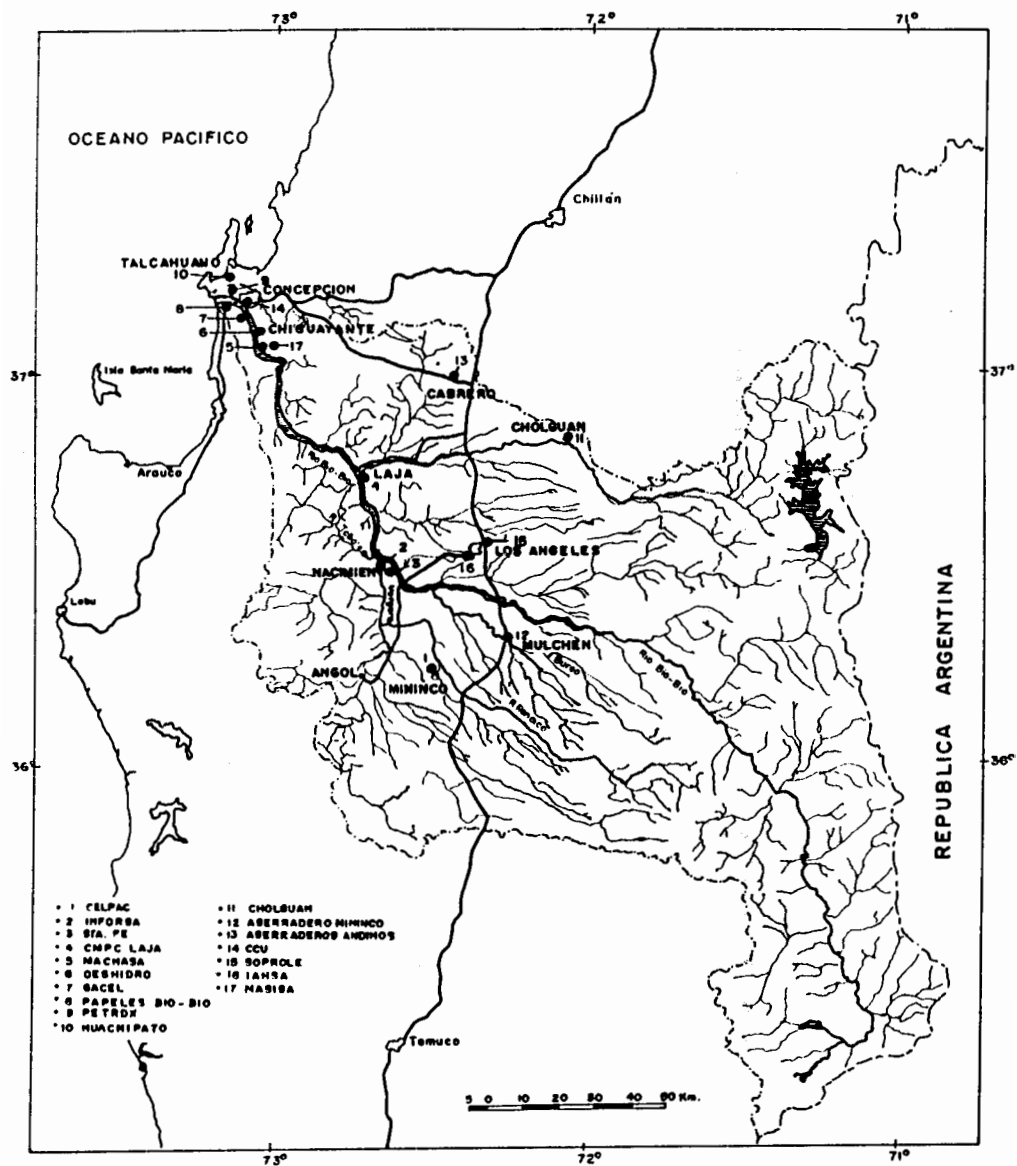


Fig. 3. Principales efluentes industriales que descargan en el sistema del río Biobío.

consumo correspondiente al uso doméstico, industrial y riego, el proyectado al año 2000 así como la proporción correspondiente al área de Concepción (parte baja del río) se presentan en la tabla IV. Las fuentes de suministro industrial, el destino de los efluentes del sector industrial y el consumo por rubro en la cuenca del río Biobío se ilustran en la figura 4.

Tabla IV. Usos del recurso agua del río Biobío. Consumo actual del agua en diferentes usos, el proyectado para el año 2000 y la proporción correspondiente al área de Concepción (fuente: Coronado 1988).

CONSUMO	m ³ / año	1990 m ³ /s	2000 m ³ /s	AREA CONCEPCION
Uso doméstico	46000	1,5	3	65%
Uso industrial	360000	11,7	15	70%
Riego	3125000	101,5	389	—

5) **Naturaleza.** El río Biobío constituye el elemento natural más trascendente de la región, a la cual le da el nombre, y constituye en esencia su estructura ecológica y de paisaje (Parra 1988). La fuerte dinámica del sistema hidrográfico es responsable de una gran variedad de biotopos y ecosistemas. El sistema hidrográfico del río Biobío está constituido por alrededor de 15000 ríos y más del 50% de ellos (ríos de 1°, 2° y 3° orden) se localizan en la parte alta de la cuenca. En su estado natural el río (desde Santa Bárbara hacia arriba) contiene una gran diversidad de especies vegetales y animales, algunas de ellas de importancia económica y biológica. En la parte del río con fuerte actividad antrópica, desde Nacimiento hacia aguas abajo, hay un cambio notable de sus características ecológicas.

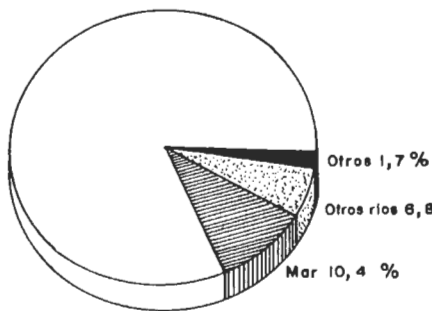
CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BIOBIO

Los requerimientos de calidad exigidos para los principales usos del agua se definen en la tabla V. Como resultado de la evacuación de aguas servidas y efluentes industriales la calidad del agua del Biobío se ha deteriorado en los siguientes aspectos:

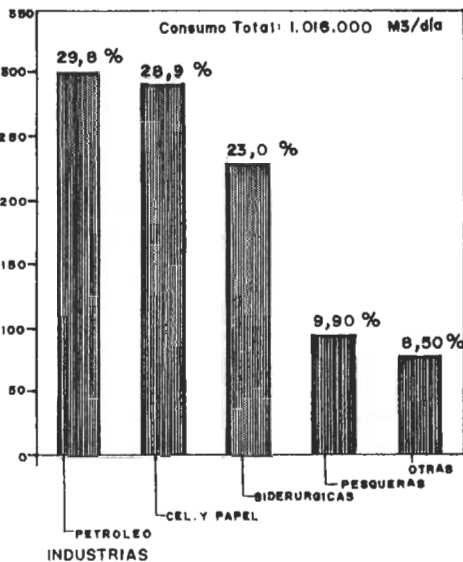
1) Incremento de sustancias consumidoras del oxígeno del agua, en la parte media y baja del río. Los gastos de DBO correspondientes a diversos tipos de efluentes (algunos de ellos de gran impacto en el sistema acuático del Biobío), se presentan en la tabla VI.

2) El contenido de nutrientes se ha incrementado y seguirá incrementándose por la ampliación de las áreas de riego y aumento demográfico.

Río Bio-Bio y Afluentes 81,1 %

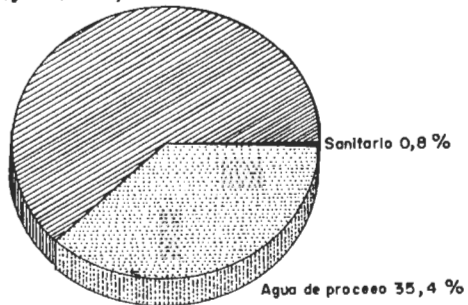


4 a. FUENTES DE SUMINISTRO DE AGUA INDUSTRIAL



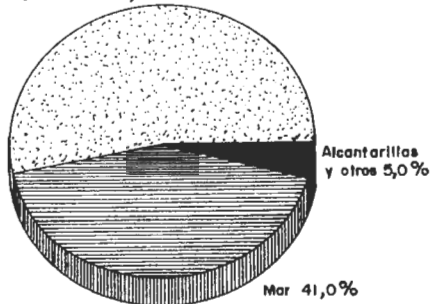
4 b. CONSUMO DE AGUA INDUSTRIAL POR RUBRO

Refrigeración 63,8 %



4 c. DISTRIBUCION SEGUN EL USO DEL AGUA INDUSTRIAL

Río Bio-Bio 54,0 %



4 d. DESTINO DE LOS AFLUENTES INDUSTRIALES (cuerpos receptores)

Fig. 4. Uso y manejo del recurso agua en el sistema del río Biobío (tomado de Klattenhoff 1991).

Tabla V. Requerimientos de calidad para los principales usos del agua (James 1979).

CATEGORIA DE USO	REQUERIMIENTOS DE CALIDAD BIOLOGICA	REQUERIMIENTOS DE CALIDAD FISICO-QUIMICA	COMENTARIOS
Navegación	—	Ausencia de objetos flotantes.	Daño a hélices, etc.
Generación de energía	—	Ausencia de objetos flotantes, límite en sólidos inorgánicos en suspensión.	Daño para estructura aducción. Erosión de turbinas.
Amenidad	— Límite en algas —	Aeróbico (mínimo oxígeno disuelto). Transparente (máxima turbidez). Sin superficie oleosa (máximo aceite, grasa, etc.).	Sin olor de sulfuro. Amenidad visual. Amenidad visual.
Pesca	Manutención adecuada de poblaciones de algas, invertebrados bentónicos, peces, etc.	Igual que amenidad. Mínimo de oxígeno disuelto. Máximo de sólidos en suspensión. Límite de toxinas. Límite de nutrientes. Límite de temperatura.	Daño a organismos. Fotosíntesis. Daño a organismos. Daño a organismos. Desequilibrio en las comunidades. Daño a organismos.
Recreación	— Ausencia de toxinas.	Aeróbico (mínimo oxígeno disuelto). Transparente (máxima turbidez). Sin superficie oleosa (máximo aceite, grasa, etc). Límite de contaminación fecal. (estándar bacteriano).	Daño a la salud. Riesgo de enfermedad
Riego	— — Límite de contaminación fecal.	Ausencia de toxinas Límite de salinidad —	Daño a las cosechas. Daño a las cosechas. Riesgo de enfermedad.
Aguas crudas (nitratos) y tratadas (detenidas para uso industrial y doméstico)	— — — Límite de contaminación fecal.	Libre de toxinas. Límite de sustancias que causan sabor y olor. Límite de color y turbidez. —	Daño a la salud. Buen sabor. Aceptable. Riesgo de enfermedad.

3) Es posible que la carga de metales pesados y microcontaminantes (pesticidas, fenoles etc.) sea considerable.

4) Como consecuencia de la actividad industrial actual y en el pasado, los sedimentos del lecho del río están contaminados, en particular en las áreas de sedimentación de la parte baja y del sedimento que ha llegado al área marina.

La aplicación del enfoque ecosistémico a la cuenca y cómo el uso de los recursos de ésta afecta a los sistemas ecológicos del río y el mar se representan en la figura 5; las derivaciones ambientales de las descargas de efluentes urbanos e industriales en el sistema acuático se describen en la tabla VII.

Tabla VI. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) aproximada en efluentes urbanos e industriales típicos y en aguas dulces naturales (fuente: Hellawell 1986).

	FLUCTUACIONES DE LA DBO (mg/litro)	
Agua natural: cursos de montaña	0,5	- 2
cursos de agua de planicie	2	- 5
grandes ríos de planicie	3	- 7
Efluentes de alcantarilla: crudo	200	- 800
tratado	3	- 50
Desechos de fundo: porcinos	27000	- 33000
aves (gallinas, etc.)	24000	- 67000
Licor de forraje	60000	<>
Mataderos	650	- 2200
Empaque y procesamiento de carne	200	- 3300
Conserva de fruta	635	- 2100
Procesamiento de vegetales	480	- 4400
Betarragas	3800	- 1700
Lechería: queso	1800	- 4200
leche	300	- 2000
Carnicerías	500	- 1300
Destilerías		> 5000
Curtiembres	250	- 5000
Textiles	50	- 1000
Industrial de la celulosa y del papel	100	- 400
Petroquímicas	200	- 8000
Refinería de azúcar	210	- 1700

HIDRAULICA

Debido al mal manejo (de hecho, manejo no existe) de la cuenca, el impacto sobre el lecho ha incrementado el peligro de crecidas en la parte media y baja del río (nacimiento a desembocadura). No existen mediciones sobre los tiempos de desarrollo de las crecidas pero indudablemente son menores que antes. Los cambios en el comportamiento hidráulico del río han incrementado la erosión en el lecho, la cual continúa hasta hoy día. La presión de uso del río en la parte alta y media modificará aún más su hidráulica, para lo cual se requerirá tomar medidas a la brevedad.

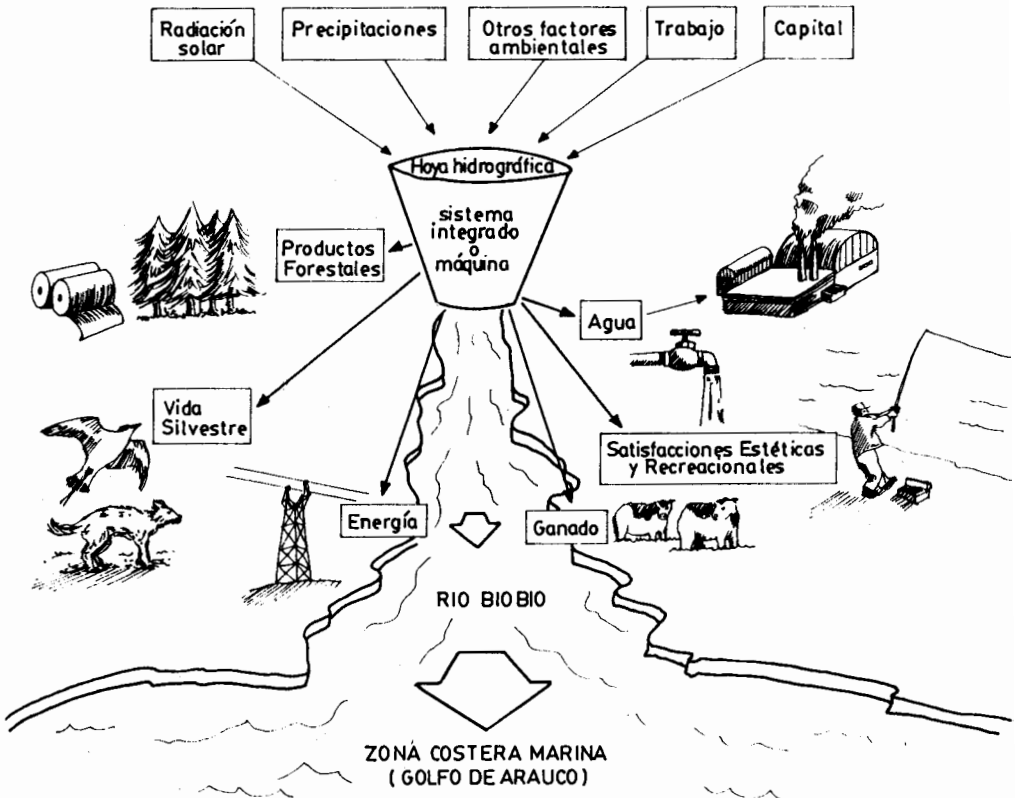


Fig. 5. Aplicación del enfoque ecosistémico en la cuenca del río Biobío, considerando a éste como un sistema integrado, que genera recursos, permite el desarrollo económico-social y afecta la calidad del ambiente acuático (tomado de Parra 1988).

Tabla VII. Derivaciones ambientales de las descargas de efluentes urbanos e industriales (fuente: Hellawell 1986).

FACTORES	EFFECTOS AMBIENTALES PRINCIPALES	CONSECUENCIAS AMBIENTALES POTENCIALES
<i>Enriquecimiento orgánico</i>		
1. Alta demanda bioquímica (DBO) causada por degradación bacteriana de la materia orgánica.	Reducción de la concentración de oxígeno disuelto.	Eliminación de especies sensibles dependientes del oxígeno, aumento de algunas especies tolerantes; cambio en la estructura de la comunidad.
2. Biodegradación de proteínas y otros materiales nitrogenados.	Concentraciones elevadas de amonio; aumento de los niveles de nitrito; aumento de niveles de nitrato.	Eliminación de especies intolerantes debido a la toxicidad del amonio; reducción en especies sensibles; potencial para el crecimiento aumentado de plantas acuáticas.
3. Liberación de materia sólida suspendida.	Aumento de la turbidez y reducción de la penetración de la luz.	Actividad fotosintética de plantas sumergidas, raspadura de agallas en peces o interferencia en el normal comportamiento alimentario (ver abajo: sólidos inertes).
4. Depósito de fangos orgánicos en aguas lentas.	Liberación de metano, hidrogenados-sulfurados como sulfuro; la materia es descompuesta en medio anóxico.	Eliminación de la comunidad bentónica normal.
	Modificación del sustrato capa de fango.	Pérdida de especies intersticiales; incremento de especies capaces de explotar aumentos de fuentes alimentarias.
<i>Desechos tóxicos</i>		
1. Presencia de sustancias venenosas.	Cambios en la calidad del agua.	Toxicidad aguda para algunos organismos, causando cambios en la composición de la comunidad; efectos sobre la relación predador/presa; efectos subletales sobre algunas especies (alteración de la capacidad reproductiva, cambios de comportamiento, etc.).
<i>Sólidos inertes</i>		
1. Partículas en suspensión.	Turbidez aumentada. Posible aumento de la acción abrasiva (raspadura).	Reducción de la fotosíntesis. Alteración de la habilidad de alimentación debido a la disminución de la visión o interferencia con mecanismos de colección de organismos filtradores, incluyendo abrasión o reducción del valor nutritivo del material captado.
2. Depósito de material	Recubrimiento del sustrato, rellenando los intersticios y/o inestabilidad del sustrato.	Cambio en la comunidad bentónica, pérdida de especies intersticiales, reducción de la diversidad, aumento en el número de unas pocas especies casuales (accidentales), sustrato inestable.

ECOLOGIA

Sin lugar a dudas en las últimas décadas el ecosistema del río Biobío se ha modificado sustancialmente. Esto ha conducido a una combinación de cambios en el sistema río. Como resultado, el número de especies y hábitats naturales ha decrecido severamente (caso de la subcuenca del río Laja). Por ejemplo en lo que respecta a los peces, un número importante de especies ha desaparecido o ha reducido su área de distribución (Stuardo 1988).

PROYECTOS DE DESARROLLO EN LA CUENCA DEL RIO BIOBIO Y EVENTUALES IMPACTOS AMBIENTALES

Los problemas ambientales, anteriormente, expuestos se han originado porque fueron parte de diversos proyectos de desarrollo en los cuales ni el sector público ni el privado consideraron la dimensión ambiental en la evaluación de los mismos. Esta actitud no podrá mantenerse si es que no se quiere agravar la problemática ambiental de la región del Biobío (Parra 1991b).

Actualmente están en etapa de prefactibilidad y factibilidad una serie de proyectos de desarrollo, promovidos por los sectores público y privado, que debieran ser sometidos a una evaluación de impacto ambiental, especialmente aquellos que afectarán al río Biobío y al mar costero adyacente. Entre estos proyectos cabe hacer mención a los siguientes:

- Centrales hidroeléctricas en el río Biobío.
- Plantas de celulosa en el sector de Nacimiento.
- Proyecto de riego Laja-Diguillín.
- Oleoducto y gasoducto Bahía Blanca, Argentina - Talcahuano, Chile
- Barrio industrial camino a Coronel.
- Puerto de Coronel.

En el marco de una política de prevención de los riesgos ambientales, debe considerarse a los proyectos de evaluación de impacto ambiental como una herramienta efectiva de protección del medio ambiente y sin duda alguna de un enorme valor para el desarrollo armónico de nuestro país y en especial de nuestra región, que tome en cuenta de manera explícita la sustentabilidad en el uso de los recursos y del ambiente. Chile es un país cuya economía se basa, fundamentalmente, en la explotación de sus recursos naturales. Este tipo de crecimiento y desarrollo económico presiona sobre el medio ambiente, haciéndole partícipe directo o indirecto de sus efectos o resultados (Aguilera 1989). El ambiente representa, en el hecho, el conjunto de recursos naturales renovables (sistemas naturales) que posee una

capacidad finita de asimilar efectos provocados por las actividades humanas (sistemas económico y sociales). Por lo tanto, el desarrollo de una política ambiental y de recursos naturales debe tener como objetivo general, mantener el equilibrio entre desarrollo económico y la conservación del ambiente en un espacio geográfico determinado. En el marco de esta perspectiva, los desarrollos urbano, forestal, hidroeléctrico, industrial, etc., deben incluir la dimensión ambiental en sus procesos de planificación. Si esto no se considera, en algún momento en el tiempo, la calidad del ambiente se deteriorará, y con ello la calidad de vida de la población.

Entre los proyectos de desarrollo que utilizarán el recurso hídrico del Biobío se destacan el proyecto hidroeléctrico de la Central Pangue y el de riego Laja-Diguillín. Estos están en distintas etapas de desarrollo: el primero en la fase de construcción y el segundo bajo inminente aprobación. Los dos proyectos implican diversos problemas de alteración para el ecosistema río, aún no evaluados por estudios de significación científica. En las tablas VIII y IX se presentan los principales efectos ambientales y sus potenciales consecuencias ecológicas en el sistema acuático de los proyectos anteriormente señalados.

PROGRAMA DE ACCION PARA EL RIO BIOBIO

La actual situación del río Biobío y la fuerte presión por el uso de sus aguas (proyecto Laja-Diguillín, Central Pangue y otras industrias) merece el desarrollo de un programa de acción que posibilite su restauración ecológica y asegure en el tiempo el uso de este recurso. Este programa debería contener los siguientes objetivos:

- (1) Garantizar para el futuro la provisión de agua potable por el río Biobío.
- (2) Reducir la contaminación y/o polución por sustancias tóxicas, a tal nivel que cumpla con los requisitos rigurosos de salud pública y para que los sedimentos puedan ser utilizados o depositados en tierra (suelos) o evacuados al mar sin deteriorar su equilibrio ecológico.
- (3) Definir la relación río/mar, en una perspectiva de protección del área marina (Golfo de Arauco) influenciada por el río Biobío, permitiendo el mantenimiento de la productividad ecológica y económica del área.
- (4) Mejoramiento del ecosistema del río Biobío a tal grado que permita la recuperación ecológica de aquellos segmentos fuertemente alterados por las actividades industriales o los asentamientos humanos.

Lo anterior podría desarrollarse a través de las 3 fases siguientes: **1ª fase:** Ejecución de investigaciones, diagnóstico y diseño o formulación de un plan de recuperación (Proyecto

Centro Universitario Internacional Europa - América Latina de Investigación y Formación en Ciencias Ambientales - EULA, Chile). **2ª fase:** Implementación del plan de recuperación (derivado de la 1ª fase). **3ª fase:** Implimentación de medidas adicionales si los resultados del plan de recuperación no se logran en el horizonte de planificación predeterminado. Los detalles de las actividades de las 3 fases serían los siguientes:

1ª fase: Su principales objetivos serían: (1) Obtener información básica de referencia sobre la estructura y funcionamiento del sistema acuático (morfología, hidrología, sedimentología, factores físicos, químicos y componentes bióticos). (2) Compilar una lista de sustancias contaminantes que deben ser reducidas en todo el sistema hidrográfico, y hacer un inventario de las descargas directas y difusas de estas sustancias en el río Biobío. Esta información se obtendrá del desarrollo del programa EULA a través de los subproyectos 10, 12, 13, 14, 15 y 16. Este inventario formará la base para la reducción de las descargas contaminantes. De los estudios ya realizados se infiere que no sólo la industria es responsable de descargas de contaminantes al río, sino también los asentamientos urbanos, a través de la evacuación de aguas servidas y las actividades de riego agrícola y forestal. En cuanto a estas últimas se presume que contribuyen en forma apreciable en el aporte de pesticidas, herbicidas y fenoles.

2ª fase: Una vez obtenida la información básica de referencia del sistema acuático, identificados los segmentos del río dañados ecológicamente y el inventario de las sustancias tóxicas en el río Biobío, se deberá definir un programa por etapas para la recuperación de segmentos, reduciendo la carga de contaminantes en el sistema acuático a un 50% en un período dado, posteriormente a otro 50% y así sucesivamente. Las predicciones de carácter cuantitativo se pueden hacer más fácilmente para los efluentes industriales y las aguas servidas y su recuperación puede lograrse aplicando la tecnología disponible o apropiada para cada caso, evaluando, por supuesto, el costo económico de estas actividades. En esta fase es importante la participación de las autoridades o responsables de instituciones o actividades asociadas a ellas, para encontrar soluciones prácticas. Las fuentes difusas (agrícola, forestal y la aérea) son más difíciles de atacar, y alcanzar una meta cuantitativa es complejo. No está totalmente claro todavía, por ejemplo, cuál es la carga contaminante por pesticidas y nutrientes. Se sabe que la agricultura es responsable de parte importante de la carga de nutrientes (posiblemente en más de un 50%).

3ª fase: La tercera fase debe desarrollarse en función de aquellos objetivos que no han sido logrados en la segunda fase. Por lo tanto, la formulación de objetivos de calidad física, química y ecológica del agua del río debe ser claramente establecida. Es evidente que para alcanzar una meta de calidad ecológica de las aguas del Biobío las descargas industriales y urbanas deberán reducirse bastante, lo que no sólo requiere la instalación de plantas de tratamiento, sino que también la reducción de las fuentes, mediante políticas y tecnologías apropiadas. Las actividades de los sectores agrícola y forestal que se desarrollan en la cuenca

Tabla VIII. Implicancias ambientales de la construcción de represas para generación de energía (fuente: Hellawel 1986).

FACTORES	PRINCIPALES EFECTOS FÍSICOS O QUÍMICOS AMBIENTALES	CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS POTENCIALES
1.- Construcción del embalse	Barrera para el normal flujo del río.	Prevención de la migración de peces y de ciertos invertebrados aguas arriba. Barrera eficiente para el escape (migración) reproductiva hacia aguas arriba de algunos insectos o, inversamente (many inverts), deriva aguas abajo de muchos invertebrados. Puede interferir con el normal movimiento aguas abajo de los peces.
	Cambios físicos en el río embalsado	
	i) Disminución de la profundidad	Pérdida de la comunidad normal del río, supervivencia y, algunas veces, explosivo aumento de unas pocas especies.
	ii) Cambio del flujo a) aguas arriba b) aguas abajo	La reducción del flujo cambia el hábitat de lótico a léntico. Modificación de las características del flujo (flujos de compensación); modificación del hábitat.
	iii) Inundación del terreno adyacente	Destrucción completa del hábitat normal; puede contribuir al aumento de la productividad acuática durante los primeros años.
	Perturbaciones causadas por operaciones de ingeniería civil	
	i) Turbidez	Blanqueamiento de plantas y lecho del río aguas abajo; cambio de las condiciones del sustrato, exacerbado por la pérdida de la acción normal de lavado ("flush") debido a lluvias torrenciales.
	ii) Aumento de polución potencial	Pérdida de especies sensibles después de incidentes de polución. La recolonización por deriva natural es impedida cuando la represa ha sido construida o completada.
2.- Operación de la represa	Liberación del agua almacenada para generación de energía	
	i) Aumento de la descarga, velocidad	Modificación del sustrato, tendencia de los organismos a ser barridos o varados cuando los flujos son reducidos.
	ii) Fluctuaciones bruscas de la descarga, descenso del nivel del embalse cuando el agua almacenada es utilizada.	Exposición del fondo y movimientos erráticos de la línea de costa, limitación de la diversidad biológica.

Tabla IX. Derivaciones ambientales de transferencias de agua de una cuenca a otra (e. g., proyecto Laja-Diguillín); (fuente: Hellawel 1986).

FACTORES AMBIENTALES	PRINCIPALES EFECTOS POTENCIALES	CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS
1.- Extracción de agua desde la cuenca donadora		
a) Construcción del regulador	i) Flujo reducido (compensador) río abajo de la represa	Modificación del hábitat por la presencia de la represa; cambios del hábitat aguas abajo en sedimentos, detritus; depósito por disminución de la acción del lavado de las inundaciones.
	ii) Exposición de la ribera	Pérdida de flora y fauna marginal; producción reducida de peces.
b) Extracción (aducción) de agua del río	i) Reducción de los flujos normales	Modificaciones del hábitat (igual que arriba).
	ii) Desviación de agua	Reducción en la abundancia de peces, especialmente, peces jóvenes y salmónidos en el período en que abandonan el agua dulce. Confusión en el retorno de especies migratorias, especialmente salmónidos marcados por las feromonas del río natal.
2.- Ingeniería civil Construcción y trabajos para la transferencia de agua		
a) Aumento de la capacidad del canal de los ríos donadores y receptores		
b) Operación de los túneles y tubos	Descargas intermitentes de agua almacenada, posiblemente pobre en oxígeno disuelto y altas concentraciones de sulfuros, etc., cuando el esquema no es operado con frecuencia	Muerte por asfixia de peces e invertebrados sensibles.
3.- Descarga de agua a la cuenca receptora		
	a) Cambio del régimen hidrológico (usualmente aproximándose a una inversión)	Modificación de las comunidades biológicas normales a través de cambios en la estabilidad del lecho, depósito de detritus (alimento de muchos invertebrados), consecuencias potenciales para el éxito reproductivo de peces.
	b) Cambios en la velocidad del agua.	
	i) Cuando aumentan los flujos.	Peces (especialmente) recién salidos del desove o huevos, desplazamiento de invertebrados y plantas.
	ii) Cuando el soporte termina.	Varadura de especies menos activas.

del Biobío, también deberán reducir el uso de fertilizantes y de pesticidas u optar por aquellos más amistosos ambientalmente.

Asociada a la calidad ecológica del agua del Biobío está el mantenimiento de los flujos migratorios de los peces, situación que deberá contemplarse en la construcción de la Central Pangué. También deberá tenerse presente el problema del mantenimiento de caudales mínimos y del régimen hidrológico en general.

VENTAJAS DEL MANEJO

El concepto del manejo o gestión de toda la cuenca del río, teniendo como base el enfoque ecosistémico (Parra 1988) es una de las ideas que tienen méritos evidentes y que todavía no han sido implementadas en ninguna parte de Chile. Las ventajas de una estrategia de esta naturaleza son las siguientes:

1) **Solución de conflictos políticos.** Muchas organizaciones (empresas) pequeñas e independientes tratan de encontrar sus propias soluciones, menos costosas, para resolver sus problemas locales, imponiendo cargas financieras sobre la comunidad como un todo. La disparidad en la distribución de recursos entre pequeñas y grandes organizaciones puede conducir a una subutilización de abastecimientos hídricos baratos en un área y la sobreexplotación de abastecimientos inadecuados y caros en otra área. Por ejemplo, la disposición de efluentes por parte de una organización, puede dañar los recursos de aguas de otras, provocando conflictos de intereses.

2) **Mejor utilización del recurso.** Cuando el manejo es conducido en el contexto de toda la cuenca, todos los recursos y necesidades pueden ser consideradas juntas, para así proveer la solución óptima para todo el sistema. Es seguro, que serán concebibles muchas opciones y la solución óptima podrá ser seleccionada entre diferentes estrategias a diversos tiempos y de acuerdo a las circunstancias, pudiendo así proveerse un mejor servicio a un menor costo.

3) **Control integrado y real.** La separación de funciones y competencias de las empresas o servicios de agua potable, tratamiento de aguas servidas y evacuación de efluentes, y el control de la contaminación y manejo del río en organizaciones o instituciones independientes contribuye a la posibilidad de conflictos y de ineficiencia. Cuando el control está bajo la responsabilidad de una sola organización, este tipo de conflictos no debieran darse ya que es un cuerpo u organización el que asume las consecuencias de las decisiones. De esa manera, también se facilita el establecimiento de estándares ambientales y de efluentes, que reflejen el carácter de la cuenca y los objetivos de la organización, más que el marco de independencia para el establecimiento de estándares de emisión o normas similares inflexibles. Estos aspectos son importantes porque algunos cursos de agua tienen mayor capacidad asimilativa o potencial de

autodepuración que otros. Métodos de evaluación biológica pueden contribuir, significativamente, al establecimiento de estándares de aceptación del ambiente en cada caso individual y proveer la confirmación de su efectividad.

4) **Economía de escala.** Muchos proyectos de desarrollo están sujetos a la economía de escala y esto a menudo se extiende también a los gastos corrientes o de operación. Por ejemplo, las aguas servidas y efluentes industriales pueden ser tratadas más efectivamente en grandes instalaciones o infraestructuras, aún prolongando los conductos para llevar material desde largas distancias a un área dada, traduciéndose en menores costos. Para decidir las estrategias a seguir en el marco de las opciones del manejo del recurso agua, o para decidir conflictos entre cuencas, el desarrollo de modelos matemáticos podría incorporar elementos orientadores que cubran la hidrología, la calidad del agua y los aspectos económicos. Esto permitiría efectuar análisis para definir con cierta certeza cuáles son los componentes críticos o sensitivos en algún esquema, buscando la solución óptima, y tomar decisiones acerca de un proyecto de desarrollo sobre bases bien fundadas. La presión sobre el recurso agua en una cuenca como la del Biobío, donde el río tiene usos múltiples y una enorme carga de efluentes urbanos e industriales, debe conducir a la consideración de cómo lograr en el tiempo la extracción de aguas de buena calidad para abastecer a la población. Esto significaría tomar medidas de control y mejoramiento de la calidad de los efluentes o la introducción de tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas (o una solución intermedia). Para lo anterior deben compararse los costos de estas opciones con y sin la incorporación de soluciones de gran escala. Problemas similares se plantean cuando los ríos que se usan como fuentes de abastecimiento de agua potable reciben efluentes industriales con compuestos orgánicos complejos, algunos de los cuales pueden ser reconocidamente teratogénicos o cancerígenos. Esto implica, necesariamente, el control de la situación mediante el uso de pruebas de laboratorio. Aún así, los resultados de los análisis a veces son difíciles de interpretar. Puede ser dificultoso asegurar si en el proceso de concentración la muestra ha cambiado su composición, o cuál es el significado de que el agua potable contenga cantidades perceptibles de tales impurezas. Una dificultad más consiste en determinar si ciertos compuestos son de origen natural, son consecuencia del aporte de los efluentes, o se generan dentro del río como consecuencia del proceso de descomposición microbiológica.

5) **Aplicación e implementación de estándares uniformes.** La necesidad de desarrollar y aplicar estándares está muy bien establecida y ampliamente aceptada en gran parte del mundo. Aquellos estándares que protegen el consumo de agua potable (e. g., WHO, CEE, SNS) se relacionan al agua potabilizada o a la de abastecimiento (río, lagos, etc.). A su vez, los estándares que intentan proteger el ambiente en un amplio contexto, caen en dos categorías: aquéllos que se refieren a la descarga por sí misma (estándares de emisión), y aquéllos que conciernen a la calidad del ambiente o cuerpo receptor (objeto de calidad ambiental). La contaminación del río Biobío se debe combatir en la fuente, pero, se tendrá éxito con resultados visibles si las medidas se orientan, también, a recuperar el comportamiento hidráulico y la calidad ecológica del mismo.

HACIA UN PROGRAMA DE MANEJO O GESTION DEL RECURSO

Se deben conocer las interconexiones e interrelaciones entre todos los elementos o aspectos del manejo del recurso hídrico de una hoya hidrográfica y comprender la necesidad de una organización de manejo, tanto en términos administrativos, como financieros (Larraín et al. 1988). Sin este enfoque integral es impensable alcanzar las metas propuestas. El programa de manejo del sistema río Biobío debiera estar basado en 4 condiciones:

1) **Protección contra la contaminación.** Agua limpia - es una condición necesaria para un buen funcionamiento del ecosistema acuático y la salud de la población. Además, muchas actividades sociales exigen esta condición (los diferentes requerimientos según el uso del agua, se presentan en la tabla V). Políticas dirigidas a proteger este recurso contra la contaminación deben formar parte de la política ambiental total. El primer principio de una política de prevención de la contaminación es "disminuir la contaminación en la fuente".

2) **Diseño hidráulico.** El diseño hidráulico está referido a las características físicas y biológicas, en otras palabras, a la "estructura del sistema". La profundidad y velocidad de la corriente del curso de agua, la forma y los materiales de las orillas, el lecho y la manera en cómo se produce la intrusión del agua dulce en el mar, corresponden a las características físicas. Las plantas y los animales acuáticos constituyen el componente biológico. La estructura también es importante para un sostenido uso del sistema acuático por parte del hombre, es decir, en relación a la protección, el abastecimiento y renovación del agua, la navegación, la recreación y el turismo. La estructura y la calidad del agua no pueden ser considerados en forma independiente. Los mejoramientos estructurales sin las mejoras de calidad del agua son de una eficacia limitada, puesto que una mala calidad del agua bloquea los efectos positivos de un mejoramiento de la estructura.

3) **Uso guiado y orientado.** El eficiente drenaje de agua en uso y el mantenimiento del nivel del agua son de importancia vital. La disponibilidad de suficiente agua de buena calidad es una precondition importante para el desarrollo de las actividades asociadas a la misma (agricultura, potabilización, generación de energía, industria, navegación, pesca, forestación, recreación, etc.), pero también para permitir el desarrollo de los ecosistemas terrestres y acuáticos por largo tiempo. Cuando estamos usando el agua debemos recordar siempre que el agua superficial y subterránea forman un elemento esencial del ambiente humano, animal y vegetal. La actividad humana debe desarrollarse en el marco de un enfoque ecosistémico.

4) **Organización e instrumentación.** Un manejo integral requiere considerar un gran número y variedad de interrelaciones entre factores tales como seguridad, agricultura, construcción, abastecimiento de electricidad, industria, navegabilidad, recreación y turismo, naturaleza y paisaje, y comunidades acuáticas y terrestres. Todos ellos deben ser tenidos en

cuenta de modo que el interés general, esto es, la situación más deseable para la sociedad, sea lo mejor servido posible. Por otra parte, debe tenerse presente que existen interacciones dentro de los sistemas acuáticos, e. g., entre el agua superficial y el agua subterránea, entre el agua y el sedimento, entre la orilla y el área embancada, entre la infraestructura técnica y el componente biológico. Existen también relaciones funcionales internas, por ejemplo, conexión entre aspectos cuali y cuantitativos del agua superficial con la subterránea y de ésta, a su vez, con otras áreas tales como manejo del ambiente, planificación física, y conservación de recursos naturales y desarrollo. Todo esto hace, que un enfoque amplio e integral sea una necesidad. Un manejo integral del agua de una cuenca siempre concierne a varias organizaciones e instituciones cuyos intereses y competencias deben canalizarse hacia una sola institución. Un asunto central en los trabajos orientados a un manejo integral del recurso agua de una cuenca es la cooperación y el trabajo en equipo entre individuos y autoridades con competencia en este recurso (relaciones internas) y entre estos individuos y autoridades con otros organismos conectados al manejo del agua (relaciones externas). Las políticas de manejo del agua deben redundar en acciones concretas, tanto a nivel nacional como regional.

CONCLUSIONES

Es necesario el urgente desarrollo de acciones concretas para recuperar la calidad del agua del río Biobío. Debemos hallar la forma de resolver la situación del uso excesivo para llegar a un manejo realmente integrado, en armonía con la naturaleza. Para esto se requiere un programa de largo alcance, una estrategia y un sistema administrativo adecuados.

Debemos cambiar nuestro enfoque monofuncional por uno multifuncional. De acuerdo a este último, debe tenerse presente que el “sistema río” debiera ser manejado de tal manera que, además de un mejoramiento de la calidad del agua, deben también crearse condiciones para mantener esta calidad en el tiempo.

El objetivo de restaurar las condiciones ecológicas del río no debe entenderse como la recuperación hasta las condiciones de un siglo atrás. Esto es casi imposible e innecesario, pero ese estado puede usarse como referencia. El objetivo final de un manejo del río debería ser la creación de un “sistema multifuncional”, donde el criterio económico y el criterio ecológico marcharan juntos y sean considerados en igual forma.

En el hecho, es un desafío a los científicos el formular y elaborar un punto de vista práctico sobre el río como ecosistema, teniendo en cuenta sus funciones al servicio del hombre. Deben ser desarrollados programas de largo alcance para lograr un mejoramiento de las condiciones ecológicas. Un manejo integral real requiere de un sistema administrativo responsable de la hoya como un todo, con una autoridad eficiente y con respaldo gubernamental para la toma de las decisiones pertinentes.

BIBLIOGRAFIA

- Aguilera R. 1989. *El Proyecto EULA*. Informe Económico Regional. Univ. Concepción, 3:55-63.
- Coronado, M. 1988. Río Biobío. Balance entre los flujos de agua utilizados para su potabilización y de descargas domésticas. En: *Uso, manejo y desarrollo de la hoya hidrográfica del río Biobío*, Tomo II. Ed.: C. Murcia. Editorial Univ. Concepción, Concepción, pp. 149-154.
- Hellawell J. M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Ed.: K. Mellanby. Elsevier, New York, 546 p.
- James A. 1979. The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. En: *Biological indicators of water quality*. Ed.: A. James and L. E. Davidson. Wiley, New York, pp. 1-16.
- Klattenhoff D. 1991. Industria Petroquímica y otras. Actas Seminario-Taller: *Avances tecnológicos para la reducción de la contaminación industrial*. Univ. Concepción, Tomo 1, 7 p.
- Larraín A., Navarrete P., Raggi R. & Wagemann G. 1988. Estudio entidad coordinadora-administradora de la Cuenca del Biobío: resultados preliminares. En: *Uso, manejo y desarrollo de la hoya hidrográfica del río Biobío*, Tomo II. Ed.: C. Murcia. Editorial Univ. Concepción, Concepción, pp. 127-142.
- Le Houérou H. N. (en prensa). Vegetation and Landuse in the Mediterranean Basin by the year 2050: A prospective study. *Implications of Expected climate changes in the Mediterranean Region*. Ed.: J.D. Milliman.
- Milliman J. D. 1990. El sedimento fluvial en los mares costeros: flujos y destino final. *La Naturaleza y sus recursos* 26(4):12-22.
- Parra O. 1988. Bases ecológicas para el manejo integral de la hoya del río Biobío. En: *Uso manejo y desarrollo de la hoya hidrográfica del río Biobío*, Tomo II. Ed.: C. Murcia. Editorial Univ. Concepción, Concepción, pp. 21-29.
- Parra O. 1991a. El impacto ambiental en la cuenca hidrográfica del Biobío. Proyecto EULA, Universidad de Concepción. Actas Seminario *Avances tecnológicos para la reducción de la contaminación industrial*, Tomo 1. Univ. Concepción, pp. 1-25.
- Parra O. 1991b. La evaluación del impacto ambiental: un instrumento de protección del medio ambiente en la Región del Biobío, Chile. *Química & Industrial. Rev. Soc. Chil. Quím.* 4:115-120
- Stuardo J. 1988. Caracteres faunísticos generales del río Biobío y su relación con la extracción de un gasto importante del río Laja para uso consultivo. En: *Uso, manejo y desarrollo de la hoya hidrográfica del río Biobío*, Tomo II. Ed.: C. Murcia. Editorial Univ. Concepción, Concepción, pp. 39-50.

ANALISIS PRELIMINAR DE LA DISTRIBUCION GEOGRAFICA DE LOS CLADOCEROS SURAMERICANOS

Juan César PAGGI

Instituto Nacional de Limnología
José Maciá 1933, 3016 Santo Tomé
Santa Fe, Argentina

ABSTRACT: A PRELIMINARY SURVEY OF THE GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF SOUTH AMERICAN CLADOCERA.- The paper presents a survey of the currently available data on the geographic distribution of Cladocera in South America. Taxa considered are species and genera, excluding cosmopolitan forms. The Neotropical Cladoceran fauna is poor in endemics of high taxonomical level: only the families Macrothricidae and Chydoridae include a few endemic genera. Patterns of distribution emerging from this study are similar to well known phyto and zoogeographic divisions of the Neotropical region, but define wide transitional boundaries with distinctive features.

INTRODUCCION

A través de esta exposición trataremos de presentar los resultados de un estudio biogeográfico preliminar de los cladóceros en la región Neotropical, a través del cual se analizaron algunas de las particularidades de la región respecto de otras y se exploró la posibilidad de utilizar la corología de algunos taxones como base para establecer subdivisiones en la región.

Hasta el presente no hay estudios biogeográficos actualizados de los cladóceros que los consideren en su conjunto y a nivel mundial. Si bien hubo un intento por parte de Richard (1983), éste evidentemente fue muy prematuro dados los escasos conocimientos que existían en ese momento sobre la taxonomía y distribución geográfica del grupo. La mayor parte de la información existente en esa época se refería casi con exclusividad a la fauna europea. Aunque en los años siguientes, estos conocimientos se incrementaron notablemente aumentando el número de taxones e incorporando al estudio muchas regiones extraeuropeas, no hubo nuevos intentos similares al de Richard. Se efectuaron, sin embargo, algunos análisis parciales como los de las especies de *Daphnia* de América del Norte y Australia por Brooks (1957) y Benzie (1987), en la limnofauna europea por Hrbacek et al. 1967 y de Japón, Rumania y España por Ueno (1938), Negrea (1983) y Alonso (1991), respectivamente.

Uno de los factores que más fuertemente ha limitado los estudios biogeográficos de los cladóceros, junto con la existencia de un panorama taxonómico desbalanceado, con muchos taxa pobremente fundamentados, es la idea de la predominancia de patrones de distribución de tipo cosmopolita. Durante muchos años, junto con la expansión de los conocimientos taxonómicos y de distribución geográfica fue tomando cuerpo cada vez más firme, la idea que muchos taxa de nivel infragenérico eran de distribución muy amplia cubriendo prácticamente todos los continentes. Especímenes y poblaciones, de distintos lugares del planeta fueron asignados por investigadores de distintos países de Europa a especies originalmente descritas para ese continente. Asimismo y casi como una consecuencia de esta convicción de cosmopolitismo generalizado fue siendo aceptada como un hecho la idea de que la morfología de estos pequeños animales era sumamente plástica exhibiendo amplios rangos de variabilidad.

Sin embargo, en tiempos recientes el Dr. David Frey ha planteado hipótesis contrapuestas a esta tendencia general publicando una serie de valiosas contribuciones. En una de las primeras, (Frey 1980) se prueba que poblaciones atribuidas al supuestamente cosmopolita y fantásticamente eurióico *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller) podían ser reagrupadas en varias especies sobre la base de varias diferencias morfológicas.

En América del Sur los conocimientos acerca de la fauna de Cladocera se inician a partir de la publicación de la obra de Gay (1849), Historia Física y Política de Chile, en la que Nicolet describe muy insuficientemente cinco especies y pocos años más tarde Lubbock (1855), trabajado sobre material obtenido en la Patagonia por C. Darwin durante la famosa expedición del Beagle, describe también muy esquemáticamente a *Daphnia brasiliensis*. Richard (1897) considera que sólo una de las especies de Nicolet es válida, asignándola al género *Scapholeberis* Schoedler y que la especie de Lubbock se asemeja en algunos aspectos a *D. obtusa* Kurz. Posteriormente a fines del siglo XIX y principios del XX las contribuciones de varios autores entre los que se destacan G. O. Sars, S. Ekman, E. von Daday y T. Stingelin incrementan notablemente el número de taxones registrados para la fauna neotropical. Ya en el siglo XX se incorporan al estudio de los cladóceros dos zoólogos sudamericanos M. Birabén y N. Bergamín describiendo materiales pertenecientes a especies nuevas para la región y también para la ciencia.

Obviamente la fauna sudamericana no ha escapado a los criterios predominantes en la taxonomía y biogeografía de los Cladocera. Por ejemplo, Harding (1955), en su introducción al trabajo sobre los cladóceros de la Expedición Percy Sladen Trust al lago Titicaca, comenta acerca de lo insatisfactorio que es el grupo como para efectuar generalizaciones sobre su distribución, y que las mayoría de las especies por él encontradas serían cosmopolitas. Por otro lado, Green (1982) reconoce para la región neotropical la existencia de unas 130 especies, número que a nuestro criterio podría fácilmente ser extendido a cerca de 200, no sólo por la incorporación de los nuevos hallazgos sino principalmente si se aplica un criterio menos aglutinante, poniendo en duda las sinonimizaciones con especies consideradas como

cosmopolitas. No obstante vale puntualizar que aún hay un alto número de taxones de status incierto.

Resulta difícil pensar entonces, que pueda hacerse un análisis biogeográfico teniendo como objeto de estudio un grupo de organismos de certidumbre taxonómica muy heterogénea y cuya distribución geográfica ha sido considerada por mucho tiempo y lo es aún actualmente por algunos autores, predominantemente cosmopolita. Lo más razonable sería pensar que tal propósito sería impracticable o que los resultados que se obtengan serían de difícil interpretación. Al respecto, Ball (1976) considera que los organismos invertebrados de gran capacidad de dispersión no deberían ser utilizados en la elaboración de hipótesis biogeográficas.

Cuando se realizan trabajos biogeográficos es común, y además lógico, recurrir a aquellos taxa de los cuales se cuenta con mayor número de registros. En el caso particular de la región Neotropical tales especies serían justamente y a la vez aquellas a las cuales se atribuye una amplia distribución intercontinental o directamente cosmopolitas, tales como *Diaphanosoma brachyurum* Lievin, *Daphnia pulex* De Geer, *Ceriodaphnia* Dana, de los grupos *dubia*, *quadrangulata* y *reticulata*, *Moina micrura* Kurz, *Ilycryptus* Sars de los grupos *spinifer* y *sordidus*, *Macrotrix* Baird, del grupo *laticornis* y buena parte de los *Chydoridae*, especialmente *Chydorus sphaericus*, *Alona affinis* (Leydig) citando, a modo de ejemplo, sólo a los más conocidos.

El criterio seguido en el presente estudio fue basar el análisis sólo en aquellos taxones en los que existe una certeza razonable en lo que respecta a su identidad, sea a nivel específico o supraespecífico.

DISTRIBUCION GEOGRAFICA

La familia Sididae presenta un alto grado de endemismo, aunque no a nivel genérico. Cuenta con cinco géneros; de ellos, *Sarsilatona* Korovchinsky, *Latonopsis* Sars y *Pseudosida* Herrick, con cinco especies endémicas que se extienden en áreas tropicales y subtropicales, principalmente en las cuencas del Orinoco, Amazonas y del Plata, si bien los dos primeros tienen también distribución trasandina. *Diaphanosoma* Fischer tiene siete especies, todas endémicas con la sola excepción de *D. birgei*, aunque muy dudosa, compartida con la región Neártica. Los registros referidos a *Diaphanosoma sarsi* Richard y *Diaphanosoma excisum* Sars, en cuerpos de agua de la región Neotropical no pueden ser aceptados (Paggi 1978) y por lo tanto tampoco las supuestas afinidades con otras regiones biogeográficas en base a estas especies. La mayoría de las especies de *Diaphanosoma* tiene un patrón de distribución semejante a los exhibidos por *Latonopsis* y *Sarsilatona*, pudiendo ser ejemplificada, en su máxima expansión, por la de *Diaphanosoma brevirreme* Sars (= *netropicum* Brehm). *Diaphanosoma*

chilensis Daday se extiende hacia el sur, hallándose en los lagos glaciares andinos, marcando el límite austral del área de distribución del género dentro de la región Neotropical (Daday 1901, Löffler 1961, Paggi 1978).

La familia de los Daphnidae, cuenta con seis géneros, incluyendo el discutido *Daphniopsis* Sars, ninguno de ellos endémico. El género *Daphnia*, a pesar de ser el más complejo e impreciso respecto de su taxonomía, presenta algunos rasgos sobresalientes. Uno de ellos es la escasez de especies del subgénero *Daphnia* (Fernando et al. 1989) y la casi total ausencia del subgénero *Ctenodaphnia* en la cuenca de los tres grandes ríos Sudamericanos. Otro es la presencia de especies del grupo *obtusa*, con pigmentación cuticular: *Daphnia peruviana* Harding, cuya distribución se extiende desde el Aconquija en Tucumán, hasta Colombia, habitando cuerpos de agua de altura a lo largo de los Andes y otra especie de apariencia similar a *Daphnia middendorphiana* Fischer (Paggi 1973; José de Paggi & Paggi 1985), en el extremo sur del continente.

Las especies del subgénero *Ctenodaphnia*, prácticamente todas endémicas, presentan interesantes patrones de distribución, restringidos a la parte sur del continente, principalmente en las áreas áridas y semiáridas chacopampeana y patagónica.

Los Moinidae tampoco tienen géneros endémicos, aunque sí varias especies, algunas de las cuales, tales como *Moina wierzejski* Richard y *M. eugeniae* Olivier presentan patrones de distribución semejantes a los de *Ctenodaphnia* y las restantes de tipo tropical o brasílico. *M. reticulata* Daday es la única especie que podría señalarse como compartida con otra región biogeográfica, la Etiópica o Paleotropical, aunque el tema de la conoespecificidad de estas poblaciones debería ser objeto de una comparación detallada.

En la región Neotropical los Bosminidae tienen dos géneros de distribución cosmopolita: *Bosmina* Baird y *Bosminopsis* Richard, y dos de los subgéneros del primero: *Bosmina s. str.* y *Neobosmina* Lieder. En *Neobosmina*, las especies *tubicen* Brehm y *hagmanni* Stingelin tienen una distribución de tipo brasílica, en tanto que *Bosmina huaronensis* Delachaux ocupa el tercio central de Sudamérica y *Bosmina chilensis* Daday se distribuye a lo largo de los Andes australes, incluyendo Tierra del Fuego e Islas Malvinas. *Bosminopsis*, con cuatro especies (posiblemente cinco o seis) presenta un alto grado de endemismo y un patrón de distribución de tipo brasílico.

Los macrotrícidos tienen nueve géneros, tres de los cuales son endémicos: *Iheringula* Sars, *Cactus* Smirnov, y *Onchobunops* Fryer y Paggi. Los patrones de distribución tanto de géneros como de especies son muy dispares. *Streblocerus serricaudatus* (Fischer) se extiende a lo largo de la cordillera de los Andes. *Ilyocryptus paranaensis* Paggi, una especie recientemente descrita en la cuenca del Plata posiblemente también está presente en la del río del Orinoco (Stifter, com. pers.). *Ilyocryptus brevidentatus* Sars, por el contrario, tiene una distribución muy austral, incluyendo islas antárticas y periantárticas. *Onchobunops*, *Iheringula*, *Guernella*

Richard y *Grimaldina* Richard, tienen una distribución de tipo brasílica, habiéndose registrado la presencia de los dos últimos en la península de Florida (Frey 1988). En contraste, el género *Cactus* se encuentra en el extremo sur del continente, con un tipo de distribución semejante al de *Ilyocryptus brevidentatus*. *Echinisca atahualpa* Brehm se localiza en el altiplano, y *Streblocerus serricaudatus* se extiende a lo largo de los Andes.

Los Chydoridae presentan veintitrés géneros distribuidos en tres subfamilias. El género *Leydigiopsis* Sars es endémico y en este sentido probablemente deberíamos incluir también a *Birgeia*, un género creado por Bergamín, sobre material de Brasil, sinonimizado por Harding, pero cuyo status real debería ser revisado. Más de la mitad de estos géneros y muchas de las especies restantes, presentan una distribución tipo brasílica y pueden ser ejemplificadas por *Chydorus eurynotus* Sars. Siempre a nivel de género se nota un claro sesgo de este patrón de distribución en los Aloninos, ya que representa el 70 % de ellos, contra el 30 % de los Chydoridae. Entre los Chydorinae hay una especie, *Pleuroxus caca* Harding, de caparazón fuertemente pigmentado que habita cuerpos de agua de altura en la región del altiplano, con un patrón de distribución similar *Daphnia peruviana* y *Echinisca atahualpa*. Por otro lado, *Pleuroxus piger* (Sars) se extiende a lo largo de la cordillera de los Andes, a la manera de *Steblocerus serricaudatus*.

CONCLUSIONES

La región Neotropical, desde el punto de vista de los cladóceros, presenta las siguientes características relevantes. (1) Es pobre en endemismos de elevado nivel taxonómico, contrariamente a lo que se conoce para las regiones Holárticas y Australiana. (2) Sólo las familias Macrotrichidae y Chydoridae presentan endemismos a nivel genérico, y su número es comparativamente bajo. (3) No hay endemismos comunes con la región Etiópica, excepto una especie de *Moina*.

Es evidente que, a pesar de la relativa pobreza de información, surgen con claridad patrones de distribución que pueden ser razonablemente asociados. También queda claro que éstos son patrones que podríamos llamar de “grano grueso”, cuyos límites no son claramente definidos sino que hay anchos ecotonos o áreas de transición. En términos generales es posible aseverar que estos patrones de distribución geográfica se ajustan aproximadamente a las ampliamente reconocidas subregiones Guayano-Brasileña y Andino-Patagónica, establecidas por Sclater (1858) y Wallace (1876) en el siglo pasado. Sin embargo también se pueden distinguir un grupo de taxones que se distribuyen de acuerdo a un patrón que podríamos llamar Austral o Periantártico y dentro de la zona de contacto entre las subregiones Guayano-Brasileña y Andino-Patagónica, se definen, un conjunto chaco-pampeano y otro de la zona del altiplano.

BIBLIOGRAFIA

- Alonso M. 1991. Review of Iberian Cladocera with remarks on ecology and biogeography. *Hydrobiologia* 225:37-43.
- Ball I. R. 1975. Nature and formulation of biogeographical hypothesis. *Syst. Zool.* 24:407-430.
- Benzie J. A. H. 1987. The biogeography of Australian *Daphnia*: clues of an ancient (>70 m.y.) origin for the genus. *Hydrobiologia* 145:51-65.
- Brooks J. L. 1957. The systematics of North American *Daphnia*. *Mem. Conn. Acad. Arts Sci.* 13:1-180.
- Daday E. 1901. Beitrage zur Kenntnis der Susswasser-Mikrofauna von Chile. *Termez. Fuzetek.* 25:436-447.
- Fernando C. H., Paggi J. C. & Rajapaksa R. 1987. *Daphnia* in tropical lowlands. En: *Daphnia*. Ed.: R. H. Peters & R. Bernardi. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 45:107-141.
- Frey D. G. 1980. On the plurality of *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller) (Cladocera, Chydoridae) and designation of a neotype from Sjaelso, Denmark. *Hydrobiologia* 69:83-123.
- Frey D. G. 1988. Are there tropicopolitan macrothricid Cladocera? *Acta Limnol. Brasil.* 2:513-525
- Gay C. 1849. Historia física i política de Chile. *Zoología* 3:288-299.
- Green J. 1981. Cladocera. En: *Aquatic biota of tropical South America. Part I. Arthropoda*. Ed.: S. H. Hulbert, G. Rodriguez & N. Dias dos Santos. San Diego State University, pp. 5-9.
- Harding J. P. 1955. The Percy Sladen Trust Expedition to Lake Titicaca in 1937: Crustacea, Cladocera. *Trans. Linn. Soc. London* 1:329-354
- Hrbacek J. M., Straškraba M. & Korínek V. 1967. Cladocera. En: *Limnofauna Europaea*. Ed.: J. Illies. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 6 pp.
- José de Paggi S. & Paggi J. C. 1985. Zooplankton de cuerpos de agua preexistentes en el área del embalse Amutui Quimei, cuenca del río Futaleufú, Provincia de Chubut. *Neotropica* 13:119-131.
- Löffler H. 1961. Zur systematik und Ökologie der Chilenische Süßwasser entomotraken. *Beitr. netrop. Fauna* 2:189-193.
- Lubbock M. 1855. On the freshwater Entomostraca of South America. *Trans. Ent. Soc. London* 3:232-240.
- Negrea S. 1983. *Fauna Republicii Socialiste Romania.* 4, 12 Edit. Academiei, Bucuresti, pp. 1-399.
- Paggi J. C. 1973. Contribución al conocimiento de la fauna de cladóceros dulceacuícolas argentinos. *Physis B* 32:105-114.
- Paggi J. C. 1978. Revisión de las especies argentinas del género *Diaphanosoma* Fischer (Crustacea Cladocera). *Acta Zool. Lilloana* 33:43-65.
- Richard J. 1893. Sur la distribution géographique des Cladocera. *Congr. Int. Zool.* 1, 2:7-23.
- Richard J. 1897. Entomostracés de l'Amérique du Sud recuilles par M. H. Deiters, H. von Ihering et G. W. Muller. *Mem. Soc. Zool. Fr.* 10:263-301.
- Sclater P. L. 1858. On the general geographical distribution of the members of class Aves. *J. Linn. Soc. (Zool.)* 2:130-145.

Ueno M. 1938. Japanese freshwater Cladocera: a zoogeographical sketch. *Annot. Zool. Japan.* 17: 283-294.

Wallace A. R. 1876. *The geographical distribution of animals.* 2 vols. Harper, New York, p.p. xxiii+553.

DISTRIBUCION GEOGRAFICA DE LAS ESPONJAS ARGENTINAS (PORIFERA: SPONGILLIDAE, POTAMOLEPIDAE Y METANIIDAE). RELACIONES ZOOGEOGRAFICAS, VIAS DE POBLAMIENTO

Inés EZCURRA de DRAGO

Instituto Nacional de Limnología
José Maciá 1933, 3016 Santo Tomé
Santa Fe, Argentina

ABSTRACT: GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF THE ARGENTINE SPONGES (PORIFERA: SPONGILLIDAE, POTAMOLEPIDAE AND METANIIDAE). ZOOGEOGRAPHIC RELATIONSHIPS, DISPERSAL ROUTES.- The geographic distribution of Argentine freshwater sponges shows a remarkable heterogeneity. Of the total of 32 species, only one is cosmopolitan: *Eunapius fragilis* Leidy. In agreement with other South American invertebrate taxa, freshwater sponges show a considerable number of endemic species and genera. Highest numbers of species are of "brazilic" and "gondwanic" ancestries. Specific richness is strongly correlated with latitude, longitude and hydrographic net distribution. The species recorded up to date occupy two major regions: the Mesopotamian, including the Paraguay, Paraná, Uruguay and Río de la Plata river systems; and the central, western and southern areas of the country.

INTRODUCCION

Debido a la composición silíceo de su sistema esquelético de gran perdurabilidad, las esponjas dulciacuícolas constituyen un filo de especial interés no solamente para estudios zoogeográficos sino también paleogeográficos. Si bien algunos autores han señalado gran adaptabilidad de estos organismos a distintos tipos de ambientes lóticos y leníticos, con distintos gradientes tróficos, debe destacarse que solamente algunas especies son eurioicas, presentando en cambio la mayor parte de ellas una marcada fidelidad ecológica, lo que ha permitido considerarlas como indicadores en diversos estudios estratigráficos (Racek 1966, 1970, 1974; Racek & Harrison 1974; Harrison & Warner 1986; Harrison 1988). Además, tanto en estudios experimentales (Poirrier 1974) como en investigaciones desarrolladas en ambientes de características limnológicas tanto físicas como químicas muy diversas, se han determinado variaciones morfométricas de gemoscleras y macroscleras e, incluso malformaciones de ambos tipos de espículas en respuesta a determinados parámetros (Jewell 1935, 1939; Poirrier 1969; Harrison 1974; Moore 1953;

Ezcurra de Drago 1972, 1975, 1976, 1988). A partir de Marshall (1883), varios han sido los autores que han señalado el polifiletismo de las esponjas dulciacuólicas (Brien 1967, 1969, 1970; Volkmer-Ribeiro & De Rosa Barbosa (1978) y Volkmer Ribeiro (1986).

Las esponjas que habitan ambientes acuáticos continentales totalizan, a nivel mundial, aproximadamente 200 especies, estando comprendidas en cinco familias, tres de ellas representadas en la región Neotropical: Spongillidae Gray, 1867 (del orden Haplosclerida), la de mayor número de especies y más amplia distribución a nivel mundial (la única cosmopolita); Potamolepidae Brien 1969 (del orden Hadromerida), típicamente gondwánica y Metaniidae Volkmer-Ribeiro 1986 (del orden Poecilosclerida), de distribución predominantemente tropical y subtropical. Las dos restantes, Lubomirskidae Brien (1973) y Globulospongillidae Brien 1973 (elevada al rango de familia por Racek 1974) son, la primera endémica del lago Baikal y, la segunda, registrada solamente en Yugoslavia, sur de Asia, Africa e Indonesia.

Así como se observa en la biota en general y específicamente en otros invertebrados (Rapoport 1968), en la región Neotropical se registran los valores mayores de riqueza específica respecto a las regiones zoogeográficas restantes. Se encuentran en ella algo más de un 25% del total de las especies de esponjas de agua dulce descritas para todo el mundo, siendo Spongillidae la familia representada por el mayor número de géneros y especies, a la que le siguen Potamolepidae y Metaniidae. Tanto la superficie de la región Neotropical (19.200.000 km², Rapoport 1968), como su ubicación y extensión latitudinal (entre 12° N y 50° S) explican la citada diversidad faunística: el gradiente climático (desde tropical a frío), las variaciones hipsométricas, hidrográficas, fisiográficas y ecológicas determinan una gran heterogeneidad ambiental, la que posibilita una mayor diversidad específica (Blondel 1986). A lo expuesto debe sumarse, dados los hábitos de vida del grupo, la presencia de tres macrocuencas fluviales (Amazonas, Orinoco y del Plata), las que, con su gran diversidad de componentes lóticos y leníticos ofrecen muy distintos tipos de sustratos colonizables.

Como ha sido observado para otros grupos zoológicos (Ringuelet 1961; Rapoport 1968; Fittkau 1969), las esponjas presentan en esta región el mayor grado de endemidad, tanto a nivel de géneros como de especies. Del total registrado, un 74% de especies son endémicas, lo que señala la evolución seguida por el grupo en la región, considerada ya por diversos autores como centro de origen y dispersión de numerosos taxa (Rapoport 1968; Ringuelet 1961; Fittkau 1969). El número de especies cosmopolitas es muy reducido, pudiendo citarse solamente a *Eunapius fragilis* (Leidy) y *Spongilla alba* Carter. La densidad de ejemplares así como la riqueza específica, varía notablemente entre la subregión Guayano-Brasileña y la andino-patagónica, esquema que se repite al analizar la composición y distribución del grupo en Argentina.

DISTRIBUCION DE LAS ESPECIES EN ARGENTINA

Si bien el conocimiento de la sistemática y distribución de las especies de ambientes

acuáticos continentales de nuestro país está lejos de ser exhaustivo, proporcionan una información bastante amplia que, hasta el momento, se ha expuesto solamente en publicaciones aisladas (Bonetto & Ezcurra 1962, 1963a, 1963b, 1964a, 1964b, 1965; Bonetto & Ezcurra de Drago 1967a, 1967b, 1968, 1969, 1970; Ezcurra 1962; Ezcurra de Drago 1974, 1975, 1977, 1978, 1979a, 1979b, 1988; Kilian & Wintermann-Kilian 1976). Recientemente la autora ha concluido un trabajo de síntesis (inédito).

Treinta y dos son las especies de esponjas registradas para Argentina, representando un 64% del total de especies halladas hasta el presente en la región Neotropical. Están comprendidas en tres familias; Spongillidae Gray, la que comprende el mayor número de géneros y especies y la de mayor distribución en el país. Incluye nueve géneros, tres de ellos endémicos de la región Neotropical: *Palaeospongilla* Ott & Volkheimer, *Houssayella* Bonetto & Ezcurra de Drago y *Corvoheteromeyenya* Ezcurra de Drago. De los restantes, salvo *Eunapius* Gray y *Ephydatia* Lamouroux, todos poseen una o más especies endémicas de la región Neotropical. *Radiospongilla* Penney & Racek, *Heteromeyenya* Potts y *Corvospongilla* Annandale, poseen cada uno una especie endémica mientras que *Trochospongilla* Vejdovsky posee once especies endémicas. Este género se destaca, dentro de la fauna argentina, por la evolución alcanzada, presentando especies de muy variadas características tanto morfológicas como fisiológicas, que le han permitido colonizar tanto ambientes leníticos como lóticos, abarcando una gran cantidad de sustratos.

Potamolepidae Brien, es una familia típicamente gondwánica, representada en nuestro país solamente en los ríos Uruguay, Paraná y sus tributarios, principalmente aquellos de la cuenca superior de ambos. Solamente una especie llega hasta el curso inferior de ambos ríos, *Oncosclera navicella* (Carter), la que se ha registrado incluso en el estuario del Río de la Plata. En Argentina, Potamolepidae está representada por un sólo género, *Oncosclera* Volkmer-Ribeiro). Luego de *Trochospongilla*, es el género con mayor número de especies en el país, siendo todas endémicas. Es de señalar que, especialmente en el río Uruguay, en varias de las localidades estudiadas (Montecaseros, Federación, Salto Grande), las especies de *Oncosclera* son bénticas, típicamente reófilas y se desarrollan especialmente en tramos ritrónicos. La excepción es *O. navicella*, que ha sido hallada, aunque con poca frecuencia, formando parte del perifiton.

Metaniidae Volkmer-Ribeiro, posee en Argentina una distribución restringida a la Mesopotamia, estando representada en nuestro país por un único género, *Drulia* Gray, de gran abundancia tanto en ambientes leníticos de la llanura aluvial del Paraná como en tramos ritrónicos del río Uruguay y de tributarios del Alto Paraná.

La distribución geográfica del grupo fue estudiada analizando su riqueza específica en relación con los gradientes de latitud y longitud (Rapoport 1975; Rabinovich & Rapoport 1975). La densidad de especies presenta un marcado descenso de los valores respecto a ambos gradientes. En efecto, el mayor número de especies se registra en la zona noreste del país,

verificándose una abrupta disminución tanto hacia el sur como al oeste (Fig. 1). Gran parte del territorio argentino se encuentra dentro de la isarritma de una especie, determinada en la mayoría de los puntos por *Ephydatia ramsayi* (Haswell) considerada como subespecie de *E. fluviatilis* (Ezcurra de Drago 1975) y elevada a rango específico en un estudio reciente, (Ezcurra de Drago, inédito). En dos localidades del centro del país la isarritma une puntos determinados por la presencia de *Eunapius fragilis* Leidy (Ezcurra de Drago, trabajo en preparación). En la zona de lagos andino-patagónicos, los puntos están representados por el registro de

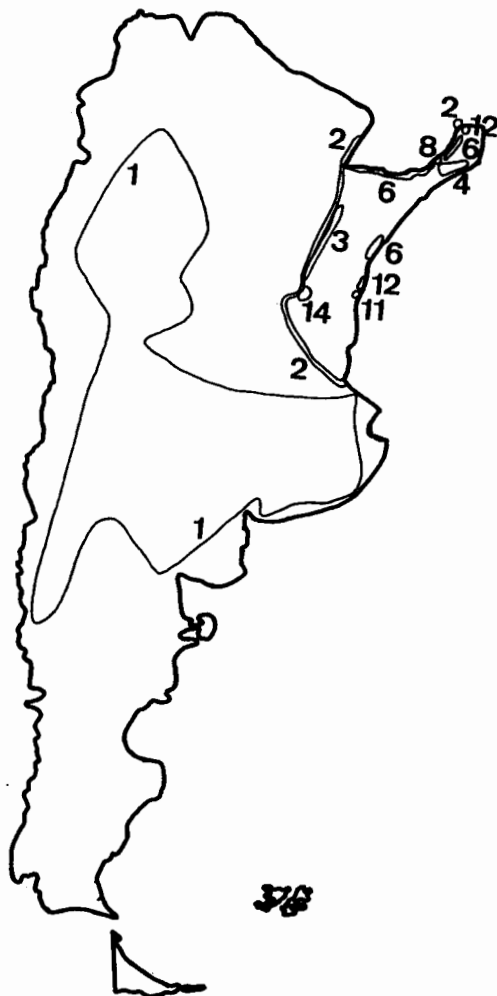


Fig. 1. Isolíneas de riqueza específica de esponjas de la Argentina (por cuadrados de 100 por 100 kilómetros).

Heteromeyenia horsti Kilian (Ezcurra de Drago 1988). Las isarritmas de valores mayores se ubican en la zona mesopotámica, representando las especies desarrolladas en los distintos saltos de las cataratas del río Iguazú, así como en otros tributarios del Alto Paraná en la provincia de Misiones; en el Paraná Medio, en la zona próxima a la ciudad de Santa Fe y en el río Uruguay, en las localidades de Federación y Salto Grande. Se debe aclarar que la información obtenida en el río Uruguay, data de fechas anteriores a la de la construcción de la represa de Salto Grande.

En síntesis, las especies halladas hasta el presente ocupan dos grandes áreas bien diferenciadas dentro del territorio argentino: 1) el sistema de los grandes ríos de la cuenca del Plata (Paraná, Uruguay, Río de la Plata y sus afluentes), es decir un área geográfica comprendida dentro del dominio Subtropical de la subregión Guayano-Brasileña (Ringuelet 1961), y 2) las aguas comprendidas en el amplio territorio existente en el centro, oeste y sur del país, que corresponde a la subregión Andino-Patagónica y al dominio pampásico de la Subregión Guayano-Brasileña. La definición del límite entre las citadas regiones zoogeográficas, varía en relación con los autores y con los taxa de referencia (Rapoport 1968). Para el caso que nos ocupa, el límite sur de la región Guayano-Brasileña está dado por el estuario del Río de la Plata.

Consideramos oportuno señalar que el esquema expuesto, resulta tanto del análisis de muestreos intensos efectuados en la región mesopotámica, como de colecciones efectuadas en las zonas central, noroeste del país y norte de la Patagonia (hasta los 44° S). El número y la distribución geográfica señalada no son la resultante de esfuerzos disímiles de muestreo entre los efectuados en la Cuenca del Plata, respecto a los llevados a cabo en el resto del país (Kilian & Wintermann-Kilian 1976). En el estado actual del conocimiento sobre el tema, se considera fundamental completar los muestreos en ambientes de la zona sur de la Patagonia, principalmente en la región de la meseta, así como en el norte y noroeste del país (incluyendo las provincias del Chaco, Formosa, Salta y Jujuy).

La comparación de la composición cualitativa del grupo entre los distintos puntos estudiados, muestra valores de similitud muy variables (Ezcurra de Drago, inédito; análisis efectuado según coeficiente de Jaccard). En el centro y noroeste del país y norte de la Patagonia, al tratarse siempre de ambientes con una fauna de esponjas monoespecífica, los valores de similitud entre ambientes arrojaron resultados extremos (0 ó 100%). La similitud cualitativa entre las dos regiones que consideramos en la distribución del grupo es asimismo muy baja, ya que solamente *Eunapius fragilis* está presente en ambas regiones, aunque en muy pocos ambientes.

En la región mesopotámica, los valores más altos de similitud se registran entre los tributarios del Alto Paraná entre sí y respecto al río Uruguay en su tramo superior y medio (hasta Salto Grande). Se desarrollan aquí especies bénticas, estenobióticas, típicas de ríos de bajo orden (Strahler 1957), características de tramos ritrónicos. Las especies dominantes son *Oncosclera navicella*, *O. petricola*, *O. corallioides*, *O. ponsi*, *Houssayella iguazuensis*, *Trochospongilla horrida*, *T. tenuissima*, *T. repens*, *T. leidyi*, *T. pygmaea*, *Corvospongilla seckti*

y *Drulia uruguayensis*. Prácticamente a la misma latitud de las localidades analizadas en el río Uruguay, la composición de la fauna de esponjas del río Paraná difiere marcadamente, por lo que los valores de similitud son bajísimos. Así como sucede con otros taxa bénticos (Marchese & Ezcurra de Drago 1992), la rigurosidad de las condiciones del fondo del cauce principal y de los cauces secundarios de mayor jerarquía de la llanura aluvial, impiden el desarrollo de las esponjas, por tratarse de lechos netamente arenosos y móviles. Solamente en cauces secundarios aluviales de menor jerarquía, con sectores del lecho compacto por la presencia de afloramientos de arcillas, se desarrollan dos especies bénticas: *Oncosclera navicella* y *Trochospongilla repens*. Ambas se adaptan a condiciones muy particulares en lo que se refiere a la concentración de sedimentos en suspensión que transportan estos ríos o a los procesos de sedimentación durante los períodos de estiaje. El valor promedio de la concentración de sedimentos suspendidos es de 200 mg l⁻¹ (Drago, com. pers.). En cambio, la extensa llanura de inundación brinda otros sustratos colonizables como las macrófitas flotantes y arraigadas. Se registra aquí una elevada densidad numérica y específica en el perifiton y en el pleuston de lagunas y áreas inundables. Son especies dominantes *Drulia browni*, *Trochospongilla paulula*, *T. delicata*, *T. variabilis*, *T. lanzamirandai* y *T. minuta*. Se registran, asimismo, *Heteromeyenya stepanowi*, *Radiospongilla crateriformis*, *Corvoheteromeyenya australis* y *Eunapius fragilis*.

La baja similitud cualitativa entre la fauna registrada en sectores de ritron y potamon, va acompañada con diferencias morfológicas y fisiológicas de estos organismos a veces observadas entre individuos de especies eurioicas desarrolladas en ambos tipos de ambientes (por ejemplo *O. navicella* y *T. repens*). Las especies registradas en tramos ritrónicos presentan un desarrollo incrustante, laminar, ósculos casi imperceptibles, esqueleto muy resistente, consistencia casi pétreo; gémulas escasas y de tipo adherente al sustrato. Aparecen recubiertas por una gruesa capa de macroscleras modificadas que las protegen. En cursos de muy bajo orden (Strahler 1957), con régimen hidrológico muy irregular y escasa profundidad, las especies están expuestas a una vida efímera, desarrollando una estrategia tipo "r". Si la morfología del lecho y el régimen hidrológico son más estables, los especímenes poseen condiciones de vida "perenne", como se registra en sectores de hoyas del río Uruguay, en los que *O. corallioides* presenta un desarrollo ramificado exuberante.

Las especies desarrolladas en los ambientes de la llanura aluvial del río Paraná presentan un esqueleto generalmente más frágil, con ósculos y ostíolos conspicuos, gémulas libres, con gruesas cubiertas neumáticas para facilitar su flotación y dispersión. En el valle de inundación, las únicas especies que presentan estrategias tipo "r" son las desarrolladas en el pleuston, dada la inestabilidad del sustrato. Las únicas especies bénticas, *O. navicella* y *T. repens*, que colonizan ríos hidrológicamente muy estables, presentan una estrategia de desarrollo tipo "K".

Existe una notable heterogeneidad en la distribución de las esponjas continentales argentinas. A partir de Wallace (fide Blondel 1986), las variaciones latitudinales señaladas, coinciden con lo ya conocido para la distribución de la biota en general. Ello fue puesto en

evidencia, a escala continental, en grupos tan variados como en hormigas (Darlington 1957, fide Blondel 1986), en mamíferos (Simpson, fide Blondel 1986), en aves (Cook 1969; Rapoport & Rabinovich 1975). Simpson (fide Blondel 1986), determinó incluso la existencia de gradientes de densidad específica, tanto latitudinales como longitudinales. Si consideramos la superficie de nuestro país, con una extensión continental que supera los 30° de latitud y 20° de longitud, es evidente que ambos efectos actúan de manera preponderante, dando lugar a variaciones de relieve y climáticas muy marcadas. A su vez debemos considerar que, conjuntamente con el incremento de la latitud, disminuye el índice de continentalidad (Patagonia meridional), lo que incidiría en la reducción de la riqueza específica por el denominado "efecto península" (Simpson, fide Blondel 1986; Hall & Kelson, fide Taylor & Regar 1978; MacArthur & Wilson, fide Blondel 1986; Blondel 1986).

Desde hace décadas, se ha comprobado que la riqueza específica de un territorio obedece también a su extensión, así como a su diversidad fisiográfica (Blondel 1986). En tal sentido, nuestro país responde a las dos condiciones, las que podrían ser utilizadas como parámetros determinantes de la elevada riqueza de especies que posee el filo que nos ocupa. Al respecto, y como señalaríamos al comienzo para toda la región Neotropical, debemos sumar a aquellos parámetros, la presencia de la gran llanura aluvial del Paraná, la que con sus componentes leníticos y lóticos, actúa como proveedora de un elevado número de biotopos colonizables por especies con distintos requerimientos ecológicos. En efecto, además de la vegetación flotante existente en forma casi permanente, durante las fases de inundación, la vegetación marginal actúa como sustrato colonizable al quedar sumergida, agregando al hábitat una dimensión vertical, rápidamente aprovechada por varias especies del grupo.

La baja densidad específica existente en toda la subregión Andino-Patagónica, si bien puede ser atribuida a los ya comentados incrementos latitudinales o longitudinales, así como al "efecto península", no podemos dejar de considerar además una causalidad ecológica, representada por la calidad química de las aguas de dicha zona. En efecto, la presencia casi exclusiva y la amplia distribución que alcanza *Ephydatia ramsayi*, con su reconocida eurihalinidad y adaptación a elevados tenores de calcio y pH (Ezcurra de Drago, en preparación), explican su distribución. Contrariamente, ella no ha sido registrada hasta el presente en la Mesopotamia. Tanto *E. ramsayi* como *Eunapius fragilis*, esta última hallada en dos localidades del centro del país, han sido registradas por Racek (1969), como especies tolerantes a la citada característica química del agua. Cabe señalar que los ejemplares de *E. fragilis* de esta región presentan variaciones morfométricas (incluso algunas malformaciones) respecto a la estructura esquelética observada en los ejemplares del tramo medio del río Paraná. En cuanto a la Patagonia, debemos diferenciar la composición específica de la Patagonia árida o estépica, de la Patagonia húmeda o boscosa. En efecto, en la primera, la única especie actual registrada es *Ephydatia ramsayi*, con su ya señalada eurihalinidad. En la Patagonia andina, en cambio, la única especie registrada hasta el presente es *Heteromeyenia horsti*, típica de lagos oligotróficos (Ezcurra de Drago 1988).

RELACIONES ZOOGEOGRAFICAS Y VIAS DE POBLAMIENTO

No existe una fauna argentina de esponjas de ambientes continentales, sino un conjunto "plural" (Ringuelet 1961), de diversos orígenes y de varias estirpes. La gran diversidad y el alto grado de endemismo registrado en la Argentina (destacable si se lo compara con otras regiones del globo, principalmente europeas) señalan un largo período de aislamiento sin alteraciones (Ringuelet 1961; Rapoport 1968; Fittkau 1969). Ello se hace evidente en la evolución alcanzada por la fauna en consideración, representada, por ejemplo, en el número de especies de los géneros *Trochospongilla* Vejdovsky (de la familia Spongillidae) y *Oncosclera* Volkmer-Ribeiro (de la familia Potamolepidae).

En relación a la región Holártica se advierte, como en otros grupos, escasa participación (Fittkau 1969). Solamente dos especies de *Heteromeyenia*, *H. stepanowi* y *H. baileyi*, son especies comunes. *Trochospongilla leidyi*, considerada típica de la región Neártica (sureste de Estados Unidos de Norteamérica), se encuentra asimismo en los tramos superiores de los ríos Paraná y Uruguay. *Corvospongilla* Annandale, de amplia distribución y riqueza de especies en la región Etiópica y en la Oriental, está representado en nuestro país por una especie endémica. De distribución austral o notogéica, podemos citar a *Ephydatia ramsayi* y *Trochospongilla latouchiana* (Ezcurra de Drago, en preparación).

Con la región Etiópica se verifican estrechas relaciones a través de las especies de la familia Potamolepidae, entre *Oncosclera* Volkmer-Ribeiro, especialmente abundante en densidad numérica y en biomasa en los ríos Uruguay y Paraná Superior y los géneros *Potamolepis* Marshall (de la cuenca del río Congo) y *Potamophloios* Brien (de la cuenca del Luapula-Moero, Africa central). Como especie sudamericana, debemos señalar a *Palaeospongilla chubutensis* de la que ha evolucionado el complejo de especies del género *Radiospongilla* Penney & Racek (Racek & Harrison 1974), representado en nuestro país por *R. crateriformis*, de amplia distribución en todas las regiones tropicales y subtropicales de los continentes y *R. ornata*, endémica de la región Neotropical.

Por lo expuesto, y tal como se ha señalado para otros grupos de invertebrados dulciacuícolas, resulta evidente que existe un elevado número de especies autóctonas de la región Neotropical, la que, como ya hemos expresado, posee tres grandes sistemas fluviales que favorecen no sólo la evolución de estos taxa, sino también permiten su dispersión. No existen dudas que la mayor parte de las especies de Spongillidae de la región mesopotámica son de estirpe brasílica, habiendo tenido en el sistema Paraguay-Paraná, la vía de poblamiento óptima para lograr su actual distribución.

BIBLIOGRAFIA

Blondel J. 1986. *Biogeografía y ecología*. Editorial Academia, León.

- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1962. Dos nuevas esponjas para el Paraná medio. *Physis* 23:209-213.
- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1963a. Esponjas del Paraná medio e inferior. *Anais do II Congresso Latinoamericano de Zoología I*, pp.245-260.
- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1963b. Adiciones al conocimiento de los Poríferos argentinos. *Physis* 24:23-28.
- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1964a. La fauna bentónica de algunas aguas rápidas del Paraná medio. *Physis* 24:211-216.
- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1964b. Nuevas esponjas de agua dulce de la República Argentina. *Physis* 24:329-336.
- Bonetto A. A. & Ezcurra I. 1965. El género *Trochospongilla* Vedjvosky en el Alto Paraná argentino (Porifera, Spongillidae). *Physis* 25:95-98.
- Bonetto A. A. & Ezcurra de Drago I. 1967a. *Ephydatia fluviatilis* (Linné) en aguas argentinas. *Physis* 25:469-476.
- Bonetto A. A. & Ezcurra de Drago I. 1967b. Una nueva especie de esponja de la laguna Setúbal (Porifera, Spongillidae). *Physis* 27:159-165.
- Bonetto A. A. & Ezcurra de Drago I. 1968. El género *Spongilla* Lamarck en el río Uruguay (Porifera, Spongillidae). *Physis* 27:429-436.
- Bonetto A. A. & Ezcurra de Drago I. 1969. Notas sistemáticas sobre el género *Uruguayia* Carter (Porifera, Spongillidae). *Physis* 28:351-357.
- Bonetto A. A. & Ezcurra de Drago I. 1970. Esponjas de los afluentes del Alto Paraná en la provincia de Misiones. *Acta Zool. Lilloana* 27:37-61.
- Brien P. 1967. L'embryogénese d'une éponge d'eau douce africaine: *Potamolepis stendelli* (Jaffe). Polyphylétisme des Eponges d'eau douce. *Bull. Cl. Sci. Acad. Roy. Belgique* 53:752-777.
- Brien P. 1969. Nouvelles éponges du lac Moero. En: *Exploration hydrobiologique du lac Bangweolo et du Luapula*. Ed. I. I. Symoens, 30 p.
- Brien P. 1970. Les Potamolepides Africains Nouvelles du Luapula et du lac Moero. *Symp. Zool. Soc. London* 25:163-186.
- Brien P. 1973. *Malawispongia echinoides* Brien. Etudes complémentaires, histologie, sexualité, embryologie, affinités systematiques. *Rev. Zool. Bot. Afr.* 87 (pt.1):50-76.
- Cook R. E. 1969. Variations in species density of North American birds. *Syst. Zool.* 18:63-84.
- Ezcurra I. 1962. Esponjas del género *Uruguayia* en el Paraná. *Dir. Gen. Rec. Nat., Publ. Tecn.* N°11, pp. 287-292.
- Ezcurra de Drago, I. 1972. Contributo alla conoscenza delle spunge d'acqua dolce d'Italia (Porifera, Spongillidae). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 29:109-127.
- Ezcurra de Drago I. 1974. Las especies sudamericanas de *Corvomeyenya* Weltner (Porifera, Spongillidae). *Physis B* 33:233-240.
- Ezcurra de Drago I. 1975. El género *Ephydatia* Lamouroux (Porifera, Spongillidae). Sistemática y distribución. *Physis B* 34:157-174.
- Ezcurra de Drago I. 1976. *Ephydatia mülleri* (Lieberkühn) in Africa, and the systematic position of *Ephydatia ionicana* (Hilseendorf) (Porifera, Spongillidae). *Ann. Mag. Nat. Hist.* 25:1-7.

- Ezcurra de Drago I. 1977. "Porifera". En: *Biota Acuática de Sudamérica Austral*. Ed.: S.H. Hulbert. San Diego St. Univ., San Diego, pp. 57-61.
- Ezcurra de Drago I. 1978. Una nueva especie de *Stratospongilla* Annandale 1909, para Sudamérica (Porifera, Spongillidae). *Neotrópica* 24:105-110.
- Ezcurra de Drago I. 1979a. Revisión de las especies de *Heteromeyenia* Potts, 1881, en Sudamérica (Porifera, Spongillidae). *Acta Zool. Lilloana* 35:47-66.
- Ezcurra de Drago I. 1979b. Un nuevo género sudamericano de esponjas: *Corvoheteromeyenia* gen.nov. (Porifera, Spongillidae). *Neotrópica* 25:109-118.
- Ezcurra de Drago I. 1988. Nuevos aportes a la taxonomía y distribución de las especies de *Heteromeyenia* Potts, en Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 23:137-147.
- Fittkau E. J. 1969. The fauna of South America. En: *Biogeography and Ecology in South America*. Ed.: E. J. Fittkau, J. Illies, H. Klinge, G. H. Schwabe & H. Sioli. Junk, The Hague, pp. 624-858.
- Gray J. E. 1867. Notes on the arrangement of sponges, with the description of some new genera. *Proc. Zool. Soc. London*, pp. 492-558.
- Harrison F. W. 1974. Sponges (Porifera: Spongillidae). En: *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Ed.: C. W. Hart, Jr. & S.L.H. Fuller, Academic Press, New York, pp. 29-66.
- Harrison F. W. 1988. Utilization of freshwater sponges in paleolimnological studies. En: *Paleolimnology. Aspects of freshwater palaeology and biogeography*. Ed.: J. Gray. Elsevier, Amsterdam, pp. 387-397.
- Harrison F. W. & B. G. Warner. 1986. Fossil freshwater sponges (Porifera, Spongillidae) from Western Canada: An overlook group of quaternary paleocological indicators. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 105:110-120.
- Jewell M. E. 1935. An ecological study of the freshwater sponges of northeastern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 5:462-501.
- Jewell M. E. 1939. An ecological study of the freshwater sponges of Wisconsin. II. The influence of calcium. *Ecology* 20:11-28.
- Kilian E. & G. Wintermann-Kilian. 1976. Die Spongilliden Südamerikas. Derzeitiger Stand der Kenntnis ihrer Verbreitung. En: *Biogéographie et évolution in Amérique tropicale*. Ed.: H. Descimon, pp. 79-97.
- Marchese M. & Ezcurra de Drago I. 1992. Benthos of the lotic environments in the Middle Parana River System Transverse Zonation. *Hydrobiologia* 237:1-13.
- Marshall W. 1883. Über einige neue, von Hr. Pechuël-Löesche aus dem Congo gesammelte Kieselchwämme. *Jen. Zeitschr.* 16:553-577.
- Moore W. G. 1953. Louisiana freshwater sponges, with ecological observations on certain sponges of the New Orleans area. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 72:24-32.
- Penney J. T. & Racek A. A. 1968. Comprehensive revision of a worldwide collection of freshwater sponges (Porifera, Spongillidae). *Bull. U. S. Nat. Mus.* 272:1-184.
- Poirrier M. A. 1969. *Louisiana freshwater sponges: taxonomy, ecology and distribution*. Ph. D. Thesis, Louisiana State Univ. Microfilms Inc., Ann Arbor, Michigan, N° 70-9083.
- Poirrier M. A. 1974. Ecomorphic variation in gemmoscleres of *Ephydatia fluviatilis* Linnaeus (Porifera, Spongillidae) with comments upon its systematics and ecology. *Hydrobiologia* 44:337-347.

- Racek A. A. 1966. Spicular remains of freshwater sponges. En: The history of Laguna de Petenxil. *Mem. Conn. Acad. Arts. Sci.* 17:78-83.
- Racek A. A. 1969. The freshwater sponges of Australia (Porifera, Spongillidae). *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 20:267-310.
- Racek A. A. 1970. The Porifera. En: Ianula: An account of the history and development of the Lago di Monterosi, Latium, Italy. *Trans. Am. Philos. Soc.* 60(pt. 4):143-149.
- Racek A. A. 1974. The waters of Merom: A study of lake Huleh IV. Spicular remains of freshwater sponges (Porifera). *Arch. Hydrobiol.* 74:137-158.
- Racek A. A. & Harrison F.W. 1974. The systematic and phylogenetic position on *Palaeospongilla chubutensis* (Porifera:Spongillidae). *Proc. Linn. Soc. N. S. W.* 99:157-165.
- Rabinovich J. E. & Rapoport E. H. 1975. Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. *Journ. Biogeogr.* 2:141-157.
- Rapoport E. H. 1968. Algunos problemas biogeográficos del Nuevo Mundo con especial referencia a la región Neotropical. En: *Biologie de l'Amérique Australe, Vol. IV*. Ed.: C. Delamare Deboutteville & E. H. Rapoport. CNRS & CNICT. Paris, pp. 54-110.
- Rapoport E. H. 1975. *Areografía. Estrategias geográficas de las especies*. Fondo de Cultura Económica, México. 210 p.
- Ringuelet R. A. 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la República Argentina. *Physis* 22:151-170.
- Strahler A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Geophys. Union* 38:913-920.
- Taylor R. J. & Regal P. J. 1978. The peninsula effect in species diversity and the biogeography of Baja California. *Am. Nat.* 112:583-593.
- Volkmer-Ribeiro C. 1986. Evolutionary study of the freshwater sponge genus *Metania* Gray, 1867. III Metaniidae, new family. *Amazoniana* 9:493-509.
- Volkmer-Ribeiro C. & Rosa Barbosa R. 1978. Neotropical freshwater sponges of the Family Potamolepidae Brien, 1967. En: *Biologie des Spongiaires-Sponge Biology*, Ed.: C. Lévi & N. Boury'Esnault (1979), CNRS, París, pp. 503-530.

LAS AVES Y LA LIMNOLOGIA

Mariano M. MARTINEZ

Departamento de Biología (Lab. Vertebrados)
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad Nacional de Mar del Plata
Funes 3350, 7600 Mar del Plata, Argentina

ABSTRACT: BIRDS AND LIMNOLOGY. - Birds are one of the most conspicuous faunal components of aquatic environments. They participate, directly or indirectly, in the general dynamics of these ecosystems. The most outstanding roles played by birds are, among others: (1) Consumers at different levels of the trophic chain. (2) Suppliers of organic matter; this influence, while still poorly understood, is of much significance at both roosting sites of gregarious species (gulls, herons, ibises, etc.), and at nesting colonies. (3) Transport and interchange of material among different aquatic and terrestrial environments. (4) Birds modify the environment, they cut and accumulate important amounts of aquatic macrophytes during the reproductive season and bioturbate the sediments during feeding process and the locomotion. (5) Casual transportation of living organisms from different ecosystems and distant geographic areas. On the basis of the above aspects and taking into account their size, relative abundance and the time spent in these environments, birds are significant participants in their ecological dynamics. However, in most handbooks on limnology, the role of birds and their importance are neglected, being generally considered as foreign or occasional faunistic components.

INTRODUCCION

A primera vista, las aves constituyen uno de los componentes faunísticos más notorios de los ambientes acuáticos, particularmente de lagunas eutróficas y ambientes estuariales. Esto se debe principalmente a su tamaño, abundancia, coloración y comportamiento. Estos vertebrados no sólo realzan los paisajes acuáticos sino que, desde el punto de vista limnológico, intervienen directa e indirectamente en el funcionamiento general de estos ecosistemas (Hurlbert & Chang 1983). La interrelación en algunos casos es tal, que el conocimiento general de la estructura comunitaria de la avifauna nos puede dar una idea del estado del cuerpo de agua, de su productividad en los diferentes niveles tróficos y de las particularidades de su estructura y función (Reichholf 1981, en Beltzer 1989).

Aunque, según Maitland (1978), pocas aves pueden ser consideradas como completamente acuáticas, aproximadamente 8 de los 28 órdenes actuales (Ziswiler 1980) pre-

sentan adaptaciones morfológicas y fisiológicas relacionadas con su vida (y evolución) en ambientes acuáticos continentales, y el 39% de los órdenes cuentan con especies que dependen principalmente de tales ambientes. Según Hurlbert & Chang (1983), aproximadamente el 9% de las 8900 especies de aves del mundo se alimentan totalmente o predominantemente de organismos acuáticos.

Entre los órdenes de aves acuáticas continentales más típicos se encuentran: Gaviiformes (colimbos), Podicipediformes (macaes), Pelecaniformes (biguá, cormoranes, etc.), Ardeiformes (garzas, etc.), Phoenicopteriformes (flamencos), Anseriformes (patos, etc.), Gruiformes (gallaretas, etc.) y Charadriiformes (gaviotas, chorlos, etc.). Estos grupos de aves se caracterizan por presentar, en mayor o menor grado, diferentes adaptaciones a la vida acuática. Entre dichas características se pueden destacar: patas con membranas interdigitales, tibia-tarso y tarso-metatarso alargados, cuello alargado, alas y plumas timoneras modificadas, plumaje compacto con denso plumón, pico y/o lengua modificados (filtrador, sensitivo, etc.), narinas reducidas o con válvulas, ojos de visión subacuática y glándula uropigia agrandada (Ziswiler 1980).

Otros ordenes típicamente terrestres incluyen familias, géneros y/o especies que tienen una marcada relación con los ambientes acuáticos, como los alcedínidos (martín pescadores, Coraciiformes) algunas especies de Falconiformes (águila pescadora, caracolero, etc.), Strigiformes (lechuzas pescadoras de Asia y África) y Passeriformes (mirlo de agua, junquero, tachurí, etc.).

En la tabla I se expone una lista de 253 especies de aves de Argentina que tienen relación en mayor o menor grado, con los ambientes acuáticos continentales. Para seleccionar las especies se consideró principalmente, el tipo de alimento que consumen y dónde lo obtienen, y el ambiente de nidificación y/o descanso, esto último en relación a los posibles aportes de materia orgánica. El listado incluye el 26% del total de especies de nuestro país (Narosky & Yzurieta 1987). El nivel de dependencia del medio acuático es variado, por lo que se puede considerar que sólo el 64 % de las especies incluidas en la lista (el 16 % del país) tienen una marcada dependencia del medio acuático.

LAS AVES COMO CONSUMIDORAS

Uno de los roles más destacados que cumplen las aves en los ecosistemas acuáticos es el de consumidores. Su importancia se basa en algunas propiedades interrelacionadas que las caracterizan, como: tamaño individual relativamente grande, elevados requerimientos energéticos, alto nivel de actividad y coordinación (Margalef 1983, Hurlbert & Chang 1983), características morfológicas y tácticas de alimentación muy eficientes. La dieta de estos

vertebrados cubre un amplio espectro del alimento disponible, desde peces a invertebrados y desde plantas vasculares hasta algas microscópicas (Hurlbert & Chang 1983) (Tabla I).

Por otro lado, en correlación con sus características adaptativas, pueden obtener su alimento en diferentes sectores del espectro espacial, incluyendo: vegetación litoral, playas, interior del sedimento (infauna), columna de agua y/o fondo a diferentes profundidades, aguas superficiales, carpeta vegetal y columna de aire sobre el cuerpo de agua. Además, pueden explotar los recursos a lo largo de todo el año (excepto en los limnótopos que se congelan) y durante las 24 horas del día. Con respecto a este último aspecto, es interesante mencionar que varios estudios recientes demuestran que muchas especies que se consideraban de actividad diurna, como la mayoría de los patos, chorlos y garzas, también se alimentan activamente por la noche (Powel 1987, Jorde & Owen 1988, Robert et al. 1989, entre otros).

Entre las aves fitófagas se destacan las gallaretas (*Fulica* spp.), los cisnes (*Cygnus* spp., *Coscoroba* sp., etc.) y la mayoría de los patos (*Anas* spp., etc.). Estos últimos, aunque en menor grado, también consumen invertebrados. Todas estas especies se alimentan en la carpeta vegetal o del fondo, principalmente nadando o sumergiendo parte o todo el cuerpo, y también caminando en aguas someras o en las orillas (Navas 1977, 1991).

En el Estrecho de Georgia (Canadá), Hutchinson et al. (1989) citan 19 especies de aves (17 anátidos y 2 rálidos) que se alimentan de 12 géneros diferentes de vegetales intermareales y sublitorales. Los géneros más consumidos son *Scirpus*, *Carex*, *Ruppia*, *Zostera* y algas (*Enteromorpha* y *Ulva*). En una laguna pampásica del centro de la provincia de Buenos Aires (Argentina) se pueden registrar aproximadamente 18 especies herbívoras (12 anátidos, 1 anhímido y 5 rálidos) que se alimentan en buena medida de semillas de *Schoenoplectus*, *Ceratophyllum*, *Setaria*, gramíneas y algas (Arámburu & Mogilner 1969). En la albufera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina), la distribución de estas especies se relaciona claramente con la distribución de los parches de algas y macrófitos sumergidas (*Enteromorpha*, *Cladophora*, y *Ruppia*).

Si bien durante mucho tiempo se discutió sobre el grado de importancia de la herbivoría sobre los macrófitos acuáticos, varios estudios cuantitativos demuestran que al menos algunas poblaciones de macrófitos están sujetas a fuertes pérdidas (entre el 0 y 100 % de su biomasa) debido a la actividad de los herbívoros, entre los que se destacan las aves (Lodge 1991). Dobrowolski (1973) estimó que las aves consumen entre el 2 y el 90 % de la producción anual de macrófitos. Korshgen et al. (1988) concluyen que una población del pato *Aythya valisineria* consume en un año el 40 % de 380 toneladas de *Vallisneria americana*. Esler (1989) a través de experimentos de exclusión demostró que las aves, principalmente *Fulica americana*, consumieron en un lago, el 57,8 % del total de *Hydrilla verticillata*, por lo que concluye que producen un impacto significativo sobre la biomasa y la talla de este macrófito (Tabla II).

Como fue mencionado, la mayoría de los anátidos son omnívoro-herbívoros, incluyendo en su dieta cantidades importantes de invertebrados (Tabla I), e incluso ciertos géneros son

principalmente zoófagos (*Melanitta* spp., *Somateria* spp., *Mergus* spp., etc.). Los patos del género *Anas* (omnívoros) se alimentan por filtración gracias a la estructura de su pico y lengua y pueden consumir organismos (p. ej. rotíferos) de 100 micrómetros, como menciona Euliss, Jr. et al. (1991) para *Anas clypeata*.

Otras aves filtradoras son los flamencos y las espátulas (Phoenicopteridae y Threskiornithidae, respectivamente). Los flamencos se alimentan de pequeños organismos del bentos y del plancton y, según los géneros y especies, pueden consumir algas o invertebrados (Hutchinson 1967). Se considera que su actividad puede producir un impacto significativo en las poblaciones de sus presas (Hurlbert & Chang 1983, Hurlbert et al. 1984).

La mayoría de las especies de los diferentes órdenes de aves pueden incluir a los invertebrados en su alimentación, pero los que tienen a estos organismos como parte fundamental de su dieta son: la mayoría de los Charadriiformes (principalmente, carádridos, escolopácidos, recurviróstridos, etc., Tabla I), en gran parte los Gruiformes (arámidos y ráldos), parte de los Ardeiformes (principalmente tresquiornítidos) y la mayor parte de los Passeriformes (furnáridos, tiránidos, etc.). Los tres primeros grupos incluyen un amplio rango de taxa en su dieta (moluscos, crustáceos, anélidos, insectos, etc.) y si bien todos buscan sus presas caminando en playas, aguas someras o incluso sobre la vegetación flotante, presentan picos de diversa forma y tácticas de captura, en algunos casos, netamente diferentes (Canevari et al. 1991). De los pocos passeriformes que están íntimamente relacionados a los limnótopos, se destacan, los mirlos de agua (*Cinclus* spp.) que, sin adaptaciones evidentes, bucean en ambientes lóticos en busca de insectos (Canevari et al. 1991), el junquero (*Phleocryptes melanops*) y el tachurí sietecolores (*Tachuris rubrigastra*), que se alimentan de insectos y realizan todas sus actividades en las comunidades de helófitos.

La mayor parte de la información sobre los niveles de consumo de estas aves está referido a chorlos y playeros de ambientes estuariales (Wiens 1989). Se ha estimado, en algunos estuarios del Reino Unido, que los chorlos migratorios (carádridos y escolopácidos) pueden consumir entre el 37 y 57 % de las poblaciones de invertebrados infaunales (Goss-Custard 1977), o el 90 % de las poblaciones del gasterópodo *Hydrobia* y el 80 % del poliqueto *Nereis*, entre septiembre y mayo (Evans et al. 1979). Es interesante mencionar que, como es de esperar, el impacto de las aves sobre diferentes tipos de presa en playas fangosas puede ser muy diferente (Wiens 1989). Según Baird et al. (1985, en Wiens 1989) el total de consumo estimado para dos especies de presa por parte de tres especies de chorlos, llegó al 4, 5 y 9 % de la producción anual de las mismas, mientras que para una tercera especie presa, el impacto fue calculado en 43 % de su producción. Otros trabajos realizados en Norteamérica y Chile también destacan la importancia de las aves costeras migratorias como depredadoras de la fauna béntica del intermareal estuarial y marino (Schneider & Harrington 1981, Quammen 1981, Vermeer & Butler 1989), afectando no sólo la biomasa de sus presas sino también la estructura de tallas y edades (Velásquez Rojas 1987, entre otros).

Entre las aves que depredan principalmente sobre vertebrados se destacan los siguientes órdenes: Ardeiformes (ardeidos, cícónidos, en parte tresquiornítidos), Podicipediformes (podicipédidos), Pelecaniformes (anínguidos y en parte los falacrocorácidos), y unos pocos Falconiformes y Coraciformes (alcedínidos) (Tabla I). Los representantes del primero de estos grupos, se alimentan de un amplio espectro de organismos de origen animal (peces, reptiles, anfibios, mamíferos e invertebrados) que capturan caminando en las orillas, aguas someras y entre la vegetación acuática. Los pelecaniformes en general son marcadamente ictiófagos y excelentes buceadores. Entre estos cabe destacar que si bien los falacrocorácidos son principalmente marinos, algunas especies, como el biguá (*Phalacrocorax olivaceus*) en América o el cormorán pigmeo (*P. pygmaeus*) en Europa, presentan una clara participación en la mayoría de los limnótopos. Los podicipédidos también se alimentan por buceo y principalmente de peces, aunque las especies de menor tamaño incluyen en su dieta una buena parte de insectos (Canevari et al. 1991). Entre los coraciformes, los martín pescadores aunque no presentan adaptaciones evidentes al medio acuático, muestran una marcada dependencia del mismo para su alimentación. Esta consiste en su mayor parte de peces que obtienen zambulléndose desde la zona litoral. Entre las pocas rapaces que consumen vertebrados acuáticos, se destacan, el aguila pescadora (*Pandion haliaetus*), los pigargos (*Haliaeetus* spp.), no representados en la Región Neotropical y el aguila pescadora de cabeza gris (*Ichthyophaga* sp.) del sudeste asiático (Tabla I).

Según estimaciones de Kushlan (1976), grupos de diferentes especies de garzas y cigüeñas, redujeron el número de peces en una pequeña laguna de Florida (Estados Unidos), entre un 75 y 80 %. Este autor, encontró que en 28 días las aves redujeron en un 76 % la biomasa de peces y en 77 % el número de los mismos. En el ambiente estudiado, los niveles de depredación fueron más pronunciados durante el periodo de sequía. En las zonas subtropicales con estacionalidad pluvial, las lagunas se reducen en superficie y profundidad, los peces se concentran, y aumenta su disponibilidad para las aves zancudas (Kushlan 1976). Morales et al. (1981) llegaron a conclusiones similares en un estudio realizado en ambientes fluctuantes, manejados por compuertas en Venezuela. Estimaron que las aves ictiófagas (20 especies) consumen entre el 32 y el 90 % de la biomasa de peces existentes en la época de seca. Entre otros autores, Croxall (1987) y Vermeer & Butler (1989) aportan más información sobre la importancia de las aves ictiófagas como consumidoras (Tabla II).

APORTES Y TRANSPORTE DE MATERIA ORGANICA

El consumo de presas por parte de las aves no es una vía unidireccional de transferir energía. Se estima que el 30 % de la energía consumida por las aves es evacuada como desperdicios (Wiens & Scott 1975, en Harrison & Seki 1987). Si a esto lo relacionamos con los

datos sobre niveles de consumo presentados en párrafos anteriores, y particularmente, con el tiempo de permanencia en cuerpos de agua que se observa en muchas aves, se puede aproximar una idea sobre su rol como aportadoras de materia orgánica. Como expresan varios autores (en Harrison & Seki 1987) las aves enriquecen las aguas circundantes a sus colonias con calorías y nutrientes.

La mayor cantidad de información sobre la importancia de las aves en el reciclado de nutrientes proviene principalmente de estudios sobre aves marinas (Croxall 1987). Bosman et al. (1986), a través de trabajos experimentales realizados en Sudáfrica, llegan a la conclusión de que el incremento de la producción primaria intertidal (principalmente de algas) en islas con colonias de aves marinas, se debe en parte al aporte de nutrientes derivados de los depósitos de guano. El enriquecimiento por guano transportado por la lluvia y el viento, desde las colonias y dormideros hasta las aguas circundantes, produce cambios evidentes en la estructura comunitaria intertidal, afectando la abundancia y actividad de moluscos fitófagos y de sus depredadores (Bosman & Hockey 1988). La información sobre estos temas relativa a ambientes acuáticos continentales es, en general, muy escasa. Kalbe (1969, en Dobrowolski 1973), considera que 80000 patos producen una descarga no tratada, equivalente a un pueblo de 10000 a 12000 personas. Esto demuestra su influencia en el proceso de eutroficación (Dobrowolski 1973).

Si bien no hay mucha información, extrapolando los datos conocidos sobre la influencia de las colonias de aves marinas en el ecosistema circundante, se puede reflexionar sobre la influencia de los aportes de las colonias de aves en los ecosistemas acuáticos continentales. Muchas especies de diferentes órdenes de aves utilizan las lagunas, bañados, marismas y manglares para nidificar y dormir (Tabla I) (Burger 1985, de la Peña 1987, Canevari et al. 1991). Algunas nidifican en forma solitaria, como las gallaretas, gallinetas, la mayoría de los patos, algunos macaes, cigüeñas, algunas especies de garzas y la mayoría de los paseriformes. Otras generalmente en colonias uni o poliespecíficas, como la mayoría de las garzas, cuervillos, cormoranes, flamencos, gaviotas, gaviotines, tero real, gavilán caracolero, algunas especies de macá, cisnes y paseriformes (icterinos). La densidad de aves en las colonias de cría y dormideros, puede ser muy elevada.

Basta con observar una colonia de nidificación en una laguna pampásica de la provincia de Buenos Aires, o en un manglar del norte de Sudamérica, para pensar en la cantidad de materia orgánica que se incorpora al cuerpo de agua a través de las deyecciones, alimento no utilizado por los pichones, huevos abandonados, pichones muertos y restos vegetales. Por otro lado, hay que considerar que estas agrupaciones permanecen en actividad durante todo el período de reproducción, aproximadamente, desde septiembre a febrero en la provincia de Buenos Aires. Y en el caso de los dormideros, pueden ser utilizados por tiempos variables, días, meses o años.

Independientemente de la época de reproducción, gran parte de las aves acuáticas, como los colimbos, macaes, patos zambullidores, gallaretas, espátulas, flamencos y algunas especies

de garzas, pasan la mayor parte de su vida en íntima relación con el medio acuático, donde llevan a cabo todas sus actividades básicas.

Otro aspecto del rol ecológico de las aves, es su papel como agentes de transporte. Gracias a su capacidad de vuelo pueden transportar elementos entre las aguas continentales y los ecosistemas terrestres y marinos (Margalef 1983).

Algunas especies de aves utilizan diferentes ambientes para desarrollar sus actividades, e incluso las más sedentarias pueden trasladarse entre diferentes cuerpos de agua ante variadas circunstancias. Por ejemplo, en la pampasia, la garcita bueyera (*Bubulcus ibis*) se alimenta principalmente en pastizales y al atardecer, se dirige a dormideros comunales ubicados en lagunas con juncal. La gaviota capucho café (*Larus maculipennis*) nidifica en lagunas y se alimenta en el mar, albuferas, estuarios y campos.

Algunos anátidos (*Anser y Branta*), retornan al agua excrementos procedentes de materiales obtenidos en ecosistemas terrestres (Margalef 1983).

MODIFICACION Y BIOTURBACION

Podemos decir que cada especie contribuye de alguna forma a la organización del espacio en su entorno (Margalef 1983). Esto es particularmente evidente en organismos de mayor tamaño, de elevado nivel de actividad y avanzados patrones de comportamiento. Las aves pueden modificar en diferente grado el ambiente donde viven. El impacto de las mismas se hace más notorio en el período de cría, especialmente en colonias de nidificación de aves acuáticas. Estas cortan y acumulan cantidades importantes de macrófitas con el fin de construir rampas de cortejo y nidos. Otras especies como los flamencos, construyen nidos de barro en orillas desprovistas de vegetación.

Por ejemplo, en Laguna Llanquanelo (Argentina) el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) puede nidificar en colonias de aproximadamente 600 parejas, cuyos nidos están separados por apenas 1 m. Los nidos de esta especie, presentan aproximadamente 130 cm de base y una altura de hasta 40 cm y son construidos con vegetales acuáticos (Darrieu et al. 1989). Si bien no existen mediciones, a simple vista, la cantidad de material acumulado y la modificación del paisaje, llega a ser destacable.

La actividad de alimentación, por largos períodos, de bandadas de gansos (*Chen caerulescens*) produce marcados cambios en la microtopografía (y posiblemente en los patrones de sedimentación) de la marisma baja en el estrecho de Georgia (Hutchinson et al. 1989). Su actividad produce depresiones que en marea baja son utilizadas por peces y patos. Y por otro lado, los mismos autores sugieren que el sedimento movilizado por estas aves, al ser

depositado en la marisma alta por la marea, permite el desarrollo de la comunidad de *Scirpus americanus*.

En otra escala, la actividad de alimentación de los flamencos no sólo afecta a las poblaciones de sus presas, sino también a diferentes organismos del bentos, debido al intenso pisoteo, y defecación (Hurlbert & Chang 1983, Duarte et al. 1990). En los ambientes estuariales, en marea baja, se pueden apreciar pronunciadas marcas que dejan estas aves en el sedimento.

Además, por su forma de alimentación, pueden tener gran importancia en el ciclo de los elementos nutritivos dentro de los lagos. Su actividad es comparable a la bioturbación realizada por animales bénticos, pero a mayor escala (Margalef 1983). Se llama bioturbación al retrabajo de los sedimentos realizado por los organismos. Muchos animales bénticos desplazan vertical y horizontalmente los materiales depositados en el fondo, acelerando el reciclado de muchos elementos (Margalef 1983). Como señala el mismo autor, los animales no sólo tienen una actividad mecánica, sino que su presencia modifica o genera gradientes químicos que pueden tener importancia ecológica. Se señala que la actividad de poblaciones bénticas puede movilizar y hacer pasar del sedimento al agua entre 1 y 51 mg de fósforo por metro cuadrado, por día (Margalef 1983). Además de los flamencos, varias especies de aves, pueden producir bioturbación. Por ejemplo, la becaca de mar (*Limosa haemastica*) y el ostrero común (*Haematopus palliatus*), para alimentarse introducen el pico en el sedimento y realizan rápidos movimientos de bombeo. El pico de estas aves mide hasta 10 cm. El pato barcino (*Anas flavirostris*) en playas de fango, se alimenta filtrando la capa de fango superficial a medida que avanza caminando. En el Mar del Norte, en un área de 4000 m², las gaviotas retrabajan el sedimento en un 30 % del área, y los patos (*Tadorna* sp.), en un 15 % (Cadée 1990). La tasa de sedimento retrabajado anualmente, equivale a una capa de 2,5 cm de espesor, lo que conforma un orden de magnitud menor al espesor de 35 cm retrabajado por los organismos infaunales (Cadée 1990).

Diferentes actividades de las aves como la natación, buceo, zambullidas, corridas, alimentación, etc., generan turbulencias, pueden desestabilizar el sedimento y aumentar la turbidez. Además pueden liberar a ciertos organismos haciéndolos más vulnerables a la depredación. Hurlbert et al. (1983) describen cómo el falaropo común (*Phalaropus tricolor*) se ubica entre las patas de flamencos durante la alimentación, para aprovechar los crustáceos liberados por éstos. Probablemente los peces también se acerquen a las aves para obtener presas poco disponibles. Este tipo de interacción se observa claramente entre la garcita bueyera y el ganado.

ZOOCORIA

Es conocido que las aves y los insectos transportan involuntariamente numerosos organismos entre diferentes ecosistemas e incluso entre áreas geográficas distantes. Este tema,

de especial interés biogeográfico y en general poco conocido, es tratado particularmente por Margalef (1977, 1983). Las aves acuáticas pueden transportar en sus patas y en el plumaje, gran cantidad de algas, crustáceos, ácaros, huevos y estructuras reproductivas de diferentes organismos. En el buche se han encontrado ejemplares vivos de lamelibranquios, larvas de quironómidos y ostrácodos, y en las heces, semillas, organismos microscópicos y hasta huevos de crustáceos (p. ej. *Artemia*) (en Margalef 1983). Se ha observado que los organismos de mayor tamaño son transportados principalmente en el plumaje. De esta forma explican la distribución de ciertos crustáceos del género *Gammarus*, también la distribución bipolar del quironómido *Podonomus kiefferi*. Se considera que esta especie, que vive en ambos extremos de las Américas, ha sido transportada por aves migratorias del género *Sterna* (Margalef 1977). Un buen porcentaje de las especies de aves de Argentina, realizan notorios desplazamientos zonales o migraciones intra e intercontinentales.

CONCLUSIONES

Exceptuando a Margalef (1983), la mayoría de los tratados de limnología (Hutchinson 1967, Wetzel 1981, Cole 1988) sólo hacen referencias tangenciales a la importancia de las aves en los ambientes acuáticos continentales. Por ejemplo, Cole (1988), indica que, para muchos investigadores, los únicos vertebrados de importancia limnológica son los peces. En tanto, si bien Margalef (1983) puntualiza los aspectos básicos del rol de las aves en estos ambientes, el tratamiento que hace de las mismas en relación a otros grupos (p. ej. peces) es muy breve.

No hay dudas sobre el nivel de importancia de los peces en ecosistemas continentales, particularmente si pensamos en cuencas como la del río Paraná. Pero, si tomamos como ejemplo una laguna pampásica del sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina), podemos considerar que la importancia relativa de ambos grupos se equipara o incluso favorece a las aves. En estos ambientes, la riqueza de especies de ambos grupos, presenta una relación de aproximadamente 5 a 1 en favor de las aves.

Hemos visto que muchas especies de aves desarrollan toda su vida estrechamente relacionadas con el medio acuático. Algunas especies nacen, se desarrollan, se alimentan, se reproducen, descansan y mueren, casi en continuo contacto con el agua, o dentro de los límites de los cuerpos de agua. Inclusive, las aves migratorias, aunque pasan mucho tiempo volando, utilizan regularmente, año tras año, los mismos limnótopos para reabastecerse (Morrison & Myers 1987). Debido a esta estrecha relación, y a los diferentes niveles de actividad que pueden desarrollar, es evidente que las aves constituyen un componente de consideración en la dinámica de los ecosistemas acuáticos continentales.

Tabla I. Aves de Argentina relacionadas con ambientes acuáticos continentales: abundancia relativa, tamaño, adaptaciones al medio acuático, ambientes de alimentación y nidificación.

REFERENCIAS: (Esquema sistemático de Atman & Swift 1989, en Navas et al. 1991, ligeramente modificado).

AB: Abundancia relativa (modificado de Nores 1991): A= Abundante. M= Muy común. C= Común. F= Bastante común. P= Poco común. R= Raro.

TAM: Tamaño, largo total (según Canevari et al. 1991).

AD: Adaptaciones: S = Con adaptaciones evidentes al ambiente acuático. N= Sin adaptaciones. *= Adaptaciones poco evidentes.

ALIM: Alimentación: Z= Zoófago (i= principalmente invertebrados; v= principalmente vertebrados). F= Fitófago (a= principalmente algas; m= principalmente macrófitos). O= Omnívoro (f= principalmente fitófago; z= principalmente zoófago).

(Fuentes: Aravena 1927, Arámburu & Mogilner 1969, Canevari et al. 1991, Navas 1977, 1991)

AMBIENTE. - **ALIM:** Ambiente/s donde obtiene el alimento. **NID:** Ambiente/s donde nidifica: A= Acuático continental. L= Litoral, orillas o márgenes del cuerpo de agua. M= Marino (incluye costas marinas). T= Terrestre. I= Aves que obtienen el alimento en el aire.

(El orden de las letras indica frecuencia de uso de cada ambiente; fuentes: Narosky & Yzurieta 1987, Canevari et al. 1991, de la Peña 1987).

	AB	TAM	AD	ALIM	AMBIENTE			AB	TAM	AD	ALIM	AMBIENTE		
					ALIM	NID						ALIM	NID	
PODICIPEDIDAE - Macaeas														
1 <i>Tachybaptus dominicus</i>	P	20	S	Ziv	A	A		27 <i>P. ridwayi</i>	R	56	S	Ziv	ALT	AL
2 <i>Podilymbus podiceps</i>	C	30	S	Ziv	A	A		28 <i>Mesembrinibis cayennensis</i>	P	60	S	Ziv	AL	AL
3 <i>Podiceps rolland</i>	A	26	S	Ziv	AM	A		29 <i>Harpiprion caerulescens</i>	P	74	S	Ziv	AL	AL
4 <i>P. occipitalis</i>	C	28	S	Ziv	AM	A		30 <i>Theristicus caudatus</i>	F	74	S	Ziv	TLA	TL
5 <i>P. gallardoi</i>	P	33	S	Ziv	A	A		31 <i>T. melanopsis</i>	C	74	S	Ziv	TLA	TL
6 <i>P. major</i>	F	60	S	Ziv	AM	A		32 <i>Ajaja ajaja</i>	P	78	S	Ziv	A	AL
PHALACROCORACIDAE - Cormoranes														
7 <i>Phalacrocorax olivaceus</i>	A	71	S	Zv	AM	AM		CICONIDAE - Cigüeñas						
8 <i>P. magellanicus</i>	C	62	S	Zv	MA	M		33 <i>Mycteria americana</i>	C	120	S	Ziv	ALT	ALT
9 <i>P. atriceps</i>	F	75	S	Zv	MA	ML		34 <i>Euxenura maguari</i>	C	140	S	Ziv	ALT	AL
10 <i>P. albiventer</i>	C	75	S	Zv	MA	M		35 <i>Jabiru mycteria</i>	F	170	S	Ziv	ALT	TLA
ANHINGUIDAE - Biguá vibora														
11 <i>Anhinga anhinga</i>	F	86	S	Zv	A	AL		PHOENICOPTERIDAE - Flamencos						
ARDEIDAE - Garzas														
12 <i>Botaurus pinnatus</i>	R	80	S	Ziv	AL	A		36 <i>Phoenicopterus chilensis</i>	C	105	S	Zi	AM	LA
13 <i>Ixobrychus involucris</i>	P	33	S	Ziv	AL	A		37 <i>P. andinus</i>	F	110	S	Fa	A	LA
14 <i>I. exilis</i>	R	31	S	Ziv	AL	A		38 <i>P. jamesi</i>	F	90	S	Fa	A	LA
15 <i>Tigrisoma lineatum</i>	F	80	S	Ziv	AL	A		ANHIMIDAE - Chajá						
16 <i>T. fasciatum</i>	R	75	S	Ziv	AL	L?		39 <i>Chauna torquata</i>	C	90	S	Fm	ALT	AL
17 <i>Syrigma sibilatrix</i>	C	50	S	Ziv	ALT	TL		ANATIDAE - Cisnes y patos						
18 <i>Ardea cocoi</i>	F	115	S	Ziv	ALM	AL		40 <i>Dendrocygna bicolor</i>	F	45	S	Of	A	LT*
19 <i>Casmerodius albus</i>	M	90	S	Ziv	ALM	ALM		41 <i>D. viduata</i>	F	45	S	Of	A	LT*
20 <i>Egretta thula</i>	A	48	S	Ziv	ALT	AL		42 <i>D. autumnalis</i>	P	44	S	Of	A	LT*
21 <i>Bubulcus ibis</i>	C	45	S	Ziv	TLA	AL		43 <i>Coscoroba coscoroba</i>	F	108	S	Fm	AM	AL
22 <i>Butorides striatus</i>	F	37	S	Ziv	AL	A		44 <i>Cygnus melanocoryphus</i>	C	120	S	Fam	AM	AL
23 <i>Nycticorax nycticorax</i>	C	55	S	Ziv	ALM	ALM		45 <i>Chloephaga melanoptera</i>	F	77	S	Fm	TAL	LT
24 <i>Cochlearius cochlearius</i>	R	50	S	Z?	LA	L?		46 <i>C. poliocephala</i>	C	62	S	Fm	TA	LT*
THRESKIORNITHIDAE - Cuervillos														
25 <i>Phimosus infuscatus</i>	F	53	S	Ziv	ALT	AL		47 <i>C. rubidiceps</i>	P	55	S	Fm	TA	LT*
26 <i>Plegadis chihi</i>	A	54	S	Ziv	ALT	AL		48 <i>C. picta</i>	M	75	S	Fm	TAM	LT*
								49 <i>Neocheen jubata</i>	R	60	S	Of	LAT?	LT*
								50 <i>Lophonetta specularoides</i>	F	53	S	Of	AM	LT
								51 <i>Tachyeres patachonicus</i>	C	65	S	Oz	MA	LT
								52 <i>Anas specularis</i>	F	50	S	Of	A	LT*
								53 <i>A. flavirostris</i>	C	40	S	Of	ALM	LT*

Tabla I (continuación)

	AB TAM AD ALIM AMBIENTE						AB TAM AD ALIM AMBIENTE						
						ALIM NID						ALIM NID	
54 <i>A. sibilatrix</i>	F	50	S	OI	AM	LT*	101 <i>Porphyryla martinica</i>	P	30	S	Oz	AL	AL
55 <i>A. bahamensis</i>	C	48	S	OI	A	LT*	102 <i>P. flavirostris</i>	R	23	S	Oz	AL	AL
56 <i>A. georgica</i>	A	48	S	OI	ALTM	LT*	103 <i>Gallinula melanops</i>	C	28	S	Fam	AL	A
57 <i>A. versicolor</i>	C	40	S	OI	A	LT*	104 <i>G. chloropus</i>	C	34	S	Fam	AL	A
58 <i>A. puna</i>	P	45	S	OI	A	LT*	105 <i>Fulica americana</i>	M	46	S	Fam	AL	A
59 <i>A. discors</i>	R	37	S	OI	A	LT*	106 <i>F. armillata</i>	M	43	S	Fam	AL	A
60 <i>A. cyanoptera</i>	F	43	S	OI	A	ALT*	107 <i>F. leucoptera</i>	A	37	S	Fam	AL	A
61 <i>A. platalea</i>	C	51	S	O	A	LT*	108 <i>F. rufifrons</i>	C	39	S	Fam	AL	A
62 <i>A. leucophrys</i>	C	40	S	O?	A	LT*	109 <i>F. gigantea</i>	P	52	S	Fam	AL	A
63 <i>Merganetta armata</i>	P	46	S	Zi	A	L*	110 <i>F. comuta</i>	F	51	S	Fam	AL	A
64 <i>Netta peposaca</i>	C	50	S	OI	A	AL*	HELIORNITHIDAE - Ipequí						
65 <i>N. erythrophthalma</i>	R	45	S	OI	A	AL*	111 <i>Heliomis fulca</i>	P	29	S	Zivf	A	L
66 <i>Amazonetta brasiliensis</i>	C	50	S	OI	A	LT	ARAMIDAE - Carau						
67 <i>Sarkidiomis melanotos</i>	P	73	S	O?	ALT	LT	112 <i>Aramus guarana</i>	C	75	S	Zi	AL	AT
68 <i>Cairina moschata</i>	F	90	S	O?	A	LT*	CHARADRIIDAE - Chorlos						
69 <i>Mergus octosetaceus</i>	R	50	S	Ziv	A	L*	113 <i>Hoploxypterus cayanus</i>	R	25	S	Zi	LAT	L?
70 <i>Oxyura jamaicensis</i>	P	41	S	OI	A	A	114 <i>Vanellus chilensis</i>	M	35	S	Zi	TLA	T
71 <i>O. vittata</i>	F	37	S	OI	A	A	115 <i>V. resplendens</i>	F	30	S	Zi	TLA	T
72 <i>O. dominica</i>	P	34	S	OI	A	A	116 <i>Pluvialis squatarola</i>	P	28	S	Zi	MLA	(TL)
73 <i>Heteronetta atricapilla</i>	F	40	S	OI	A	A	117 <i>P. dominica</i>	F	24	S	Zi	TLAM	(TL)
CATHARTIDAE - Jotes							118 <i>Charadrius collaris</i>	F	16	S	Zi	LAM	LM
74 <i>Coragyps atratus</i>	M	65	N	Zc	TLM	T	119 <i>Ch. falklandicus</i>	F	19	S	Zi	MLA	ML
75 <i>Cathartes aura</i>	C	71	N	Zc	TLM	T	120 <i>Ch. alticola</i>	P	18	S	Zi	LA	TL
ACCIPITRIDAE - Aguilas, gavilanes							121 <i>Ch. semipalmatus</i>	R	18	S	Zi	ML	(TL)
76 <i>Pandion haliaetus</i>	P	50	N*	Zv	AM	(TL)	122 <i>Ch. modestus</i>	F	22	S	Zi	MLAT	TL
77 <i>Rostrhamus sociabilis</i>	C	40	N*	Zi	AL	A	123 <i>Phegomis mitchellii</i>	P	16	S	Zi	LA	LT
78 <i>Circus cinereus</i>	P	50	N	Ziv	TAL	TA	124 <i>Pluvianellus socialis</i>	F	18	S	Zi	LAM	LT
79 <i>C. buffoni</i>	F	55	N	Ziv	TAL	TA	HAEMATOPODIDAE - Ostreros						
80 <i>Geranospiza caerulescens</i>	F	54	N*	Ziv	LTA	T	125 <i>Haematopus palliatus</i>	C	45	S	Zi	MLA	M
81 <i>Buteogallus urubitinga</i>	F	65	N	Zvc	ALT	T	126 <i>H. leucopodus</i>	F	45	S	Zi	MLAT	M
82 <i>Heterospizias meridionalis</i>	F	60	N*	Zv	TLA	T	RECURVIROSTRIDAE - Teros reales						
83 <i>Busarellus nigricollis</i>	F	50	N	Zv	ALT	T	127 <i>Himantopus mexicanus</i>	A	40	S	Zi	AL	LA
FALCONIDAE - Carancho, chimango							128 <i>Recurvirostra andina</i>	P	45	S	Zi	AL	L
84 <i>Polyborus plancus</i>	M	60	N	Zciv	TLA	T	JACANIDAE - Jacana						
85 <i>Milvago chimango</i>	M	42	N	Zciv	TLA	TA	129 <i>Jacana jacana</i>	M	25	S	Zi	AL	A
RALLIDAE - Gallaretas, gallinetas							ROSTRATILIDAE - Aguatero						
86 <i>Coturnicops notata</i>	T	14	S	Oz	LA	LA?	130 <i>Nycticyphes semicollaris</i>	F	22	S	Zif	LA	LA
87 <i>Laterallus leucopyrrhus</i>	P	17	S	Oz	LA	LA	SCOLOPACIDAE - Playeros						
88 <i>L. melanophaius</i>	P	17	S	Oz	LA	LA	131 <i>Tringa melanoleuca</i>	C	29	S	Zi	ALM	(TL)
89 <i>L. jamaicensis</i>	R	14	S	Oz	LAT	LA	132 <i>T. flavipes</i>	M	23	S	Zi	ALM	(TL)
90 <i>L. spilopterus</i>	R	14	S	Oz	LA	LA?	133 <i>T. solitaria</i>	P	19	S	Zi	ALM	(TL)
91 <i>Rallus antarcticus</i>	R	22	S	Zif	LA	LA	134 <i>Catoptrophorus semipalmatus</i>	R	33	S	Zi	MAL	(TL)
92 <i>Aramides cajanea</i>	P	40	S	Oz	LAT	TL	135 <i>Actitis macularia</i>	P	15	S	Zi	MAL	(TL)
93 <i>A. ypecaha</i>	M	48	S	Oz	LAT	TL	136 <i>Xenus cinereus</i>	R	23	S	Zi	MAL	(L)
94 <i>A. saracura</i>	P	36	S	Oz	LAT	TL	137 <i>Bartramia longicauda</i>	F	32	S	Zif	TLA	(T)
95 <i>Porzana albicollis</i>	R	25	S	Oz	LAT	LA?	138 <i>Numenius phaeopus</i>	P	41	S	Zif	MAL	(T)
96 <i>Poliolimnas flaviventris</i>	R	14	S	Oz	LA	LA	139 <i>Limosa haemastica</i>	F	44	S	Zi	MAL	(TL)
97 <i>Neocrex erythrops</i>	P	15	S	Oz	LA	LA?	140 <i>Arenaria interpres</i>	P	25	S	Zi	MLA	(MTL)
98 <i>Pardirallus maculatus</i>	P	30	S	Ziv	LA	LA	141 <i>Aphriza virgata</i>	R	28	S	Zif	MLA	(T)
99 <i>P. sanguinolentus</i>	C	35	S	Zif	LA	LA	142 <i>Calidris canutus</i>	F	22	S	Zi	MAL	(T)
100 <i>P. nigricans</i>	P	36	S	Ziv	LA	LA	143 <i>C. alba</i>	P	17	S	Zi	MLA	(T)

Tabla I (continuación)

	AB TAM AD ALIM AMBIENTE					AB TAM AD ALIM AMBIENTE						
				ALIM	NID				ALIM	NID		
144 <i>C. fuscicollis</i>	A	15	S	Zi	MLA (T)	189 <i>Lochmias nematura</i>	P	14	N	Zi	LA	LT
145 <i>C. pusilla</i>	R	17	S	Zi	MLA (TL)	TYRANNIDAE - Viuditas, benteveos						
146 <i>C. bairdii</i>	C	15	S	Zi	LAM (T)	190 <i>Serpophaga nigrigans</i>	F	21	N	Zi	LAI	TL
147 <i>C. melanotos</i>	C	18	S	Zi	LATM (TL)	191 <i>Tachuris rubrigastra</i>	C	11	N	Zi	AL	A
148 <i>C. himantopus</i>	F	22	S	Zif	AL (T)	192 <i>Culicivora caudacuta</i>	P	10	N	Zi	TLA	TL
149 <i>Tryngites subruficollis</i>	R	20	S	Zif	TL (T)	193 <i>Polystictus pectoralis</i>	P	10	N	Zi	TLI	T
150 <i>Limnodromus scolopaceus</i>	R	25	S	Zi	MAL (LT)	194 <i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	P	10	N	Zi	ALTI	AL
151 <i>Gallinago paraguaiiae</i>	F	28	S	Zif	LA	195 <i>P. dinellianus</i>	P	11	N	Zi	ALT	AL
152 <i>G. andina</i>	R	23	S	Zif	LA	196 <i>P. acutipennis</i>	P	11	N	Zi	ALT	AL
153 <i>G. stricklandii</i>	R	34	S	Zif	LA	197 <i>P. flaviventris</i>	P	11	N	Zi	LI	LT
154 <i>Phalaropus tricolor</i>	C	24	S	Zi	ALM (L)	198 <i>Sayornis nigricans</i>	F	21	N	Zi	ALT	ALT
LARIDAE - Gaviotas						199 <i>Myotheretes rufipennis</i>	R	-	N	Zi	LT?	?
155 <i>Larus belcheri</i>	F	51	S	Zivc	MAL	200 <i>Xolmis cinerea</i>	F	21	N	Zi	TL	T
156 <i>L. dominicanus</i>	A	58	S	Zivc	MALT	201 <i>X. dominicana</i>	P	20	N	Zi	TLA	L?
157 <i>L. cirrocephalus</i>	F	42	S	Zivc	ALMT	202 <i>Muscisaxicola macloviana</i>	P	17	N	Zi	LTMI	T
158 <i>L. serranus</i>	F	48	S	Zivc	ALMT	203 <i>M. albiflora</i>	F	17	N	Zi	LT	T
159 <i>L. pipixcan</i>	P	35	S	Ziv	ALMT (AL)	204 <i>Lessonia oreas</i>	F	12	N	Zi	TLI	T
160 <i>L. maculipennis</i>	A	37	S	Zivc	ALMT	205 <i>L. rufa</i>	C	12	N	Zi	TLI	T
STERNIDAE - Gaviotines						206 <i>Knipolegus hudsoni</i>	R	14	N	Zi	TLI	T
161 <i>Chlidonias niger</i>	R	22	S	Ziv	IAM (AL)	207 <i>K. cyanirostris</i>	P	15	N	Zi	TLI	T
162 <i>Phaetusa simplex</i>	F	39	S	Zv	A	208 <i>Hymenopus perspicillata</i>	C	15	N	Zi	LTAI	T
163 <i>Sterna nilotica</i>	F	38	S	Ziv	AMI	209 <i>Fluvicola pica</i>	F	13	N	Zi	ALI	AL
164 <i>S. hirundo</i>	F	33	S	Ziv	MA (M)	210 <i>F. leucocephala</i>	P	12	N	Zi	ALI	AL
165 <i>S. tematrudeau</i>	F	35	S	Ziv	AM	211 <i>Alectrurus risora</i>	P	33	N	Zi	TLA	TL?
166 <i>S. superciliosus</i>	F	23	S	Ziv	AM	212 <i>Gubemetes yetapa</i>	R	38	N	Zi	LATI	L?
167 <i>S. antillarum</i>	R	23	S	Ziv	MA (ML)	213 <i>Satrapa icterophrys</i>	F	18	N	Ziv	LTAI	T
RYNCHOPIIDAE - Rayador						214 <i>Pitangus sulphuratus</i>	M	25	N	Oz	TLA	T
168 <i>Rynchops niger</i>	F	45	S	Zv	AM	HIRUNDINIDAE - Golondrinas						
APODIDAE - Vencejos						215 <i>Tachycineta albiventer</i>	F	13	N	Zi	I	L
169 <i>Cypseloides fumigatus</i>	F	18	N	Zi	I	216 <i>T. leucorhoa</i>	C	13	N	Zi	I	TL
170 <i>C. senex</i>	F	20	N	Zi	I	217 <i>T. leucopyga</i>	M	13	N	Zi	I	T
171 <i>Streptoprocne zonaris</i>	F	23	N	Zi	I	218 <i>Atticora melanoleuca</i>	P	14	N	Zi	I	L
ALCEDINIDAE - Martín pescadores						219 <i>Alopocheilidon fucata</i>	F	12	N	Zi	I	TL
172 <i>Ceryle torquata</i>	C	40	N*	Zv	A	220 <i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	P	14	N	Zi	I	TL
173 <i>Chloroceryle amazona</i>	F	28	N*	Zv	A	221 <i>Riparia riparia</i>	P	12	N	Zi	I	(T)
174 <i>Ch. americana</i>	F	14	N*	Zv	A	222 <i>Hirundo rustica</i>	F	16	N	Zi	I	TL
175 <i>Ch. aenea</i>	?	13	N*	Zv	A	223 <i>H. pyrrhonota</i>	F	14	N	Zi	I	(TL)
FURNARIIDAE - Remolineras, juncoero						TROGLODITIDAE - Ratonas						
176 <i>Cinclodes patagonicus</i>	M	20	N	Zi	LMT	224 <i>Donacobius atricapillus</i>	P	22	N	Zi?	AL	AL?
177 <i>C. oustaleti</i>	P	16	N	Zi	LMT	225 <i>Cistothorus platensis</i>	F	10	N	Zi	TLA	TL
178 <i>C. fuscus</i>	C	17	N	Zi	LTM	CINCLIDAE - Mirlo de agua						
179 <i>C. atacamensis</i>	F	22	N	Zi	LT	226 <i>Cinclus schulzi</i>	F	14	N*	Ziv	AL	L
180 <i>Limnomis curvirostris</i>	F	17	N	Zi	AL	MOTACILLIDAE - Cachirías						
181 <i>Limnocites rectirostris</i>	R	16	N	Zi	TLA	227 <i>Anthus lutescens</i>	P	13	N	Zi	LT	T
182 <i>Pheocryptes melanops</i>	C	13	N	Zi	AL	228 <i>A. corendera</i>	C	15	N	Zi	TL	T
183 <i>Certhiopsis cinnamomea</i>	F	14	N	Zi	AL	PARULIDAE - Arañeros						
184 <i>Cranioleuca sulphurifera</i>	P	15	N	Zi	ALT	229 <i>Geothlypis aequinoctialis</i>	F	12	N	Zi	TLA	TL
185 <i>Asthenes pyrrholeuca</i>	C	15	N	Zi	TLA	230 <i>Basileuterus bivittatus</i>	M	14	N	Zi	TLA	TL
186 <i>A. hudsoni</i>	P	17	N	Zi	TLA	231 <i>Phaeothlypis rivularis</i>	P	14	N	Zi	LAT	LT
187 <i>Spartonoica maluroides</i>	P	14	N	Zi	LTA	EMBERIZIDAE - Corbatitas						
188 <i>Phacellodomus striaticollis</i>	F	17	N	Zi	TLA	232 <i>Paroaria capitata</i>	C	16	N	Fm	TLA	T

Tabla I (continuación)

	AB	TAM	AD	ALIM	AMBIENTE			AB	TAM	AD	ALIM	AMBIENTE	
					ALIM	NID						ALIM	NID
233 <i>Sporophila minuta</i>	F	9	N	Fm	TLA	T	244 <i>Donacospiza albifrons</i>	P	16	N	Oz	TLA	T
234 <i>S. collaris</i>	P	13	N	Fm	LTA	TL	245 <i>Myospiza humeralis</i>	F	12	N	O?	TLA	T
235 <i>S. leucoptera</i>	P	13	N	Fm	TLA	T	ICTERIDAE - Varilleros, federal						
236 <i>S. ruficollis</i>	F	10	N	Fm	TL	T	246 <i>Agelaius thilius</i>	C	16	N	Oz	ALT	AL
237 <i>S. palustris</i>	P	10	N	Fm	AL	L?	247 <i>A. ruficapillus</i>	C	18	N	Oz	ALT	AL
238 <i>S. zelichi</i>	R	9	N	Fm	LTA	T	248 <i>A. cyanopus</i>	F	18	N	Oz	ALT	AL
239 <i>S. hypochroma</i>	R	10	N	Fm	TL	T	249 <i>Xanthopsar flavus</i>	R	20	N	O?	AL	AL?
240 <i>S. cinnamomea</i>	P	10	N	Fm	LTA	TL	250 <i>Amblyramphus holosericeus</i>	P	25	N	Oz	AL	AL
241 <i>Embernagra platensis</i>	C	22	N	Oz	TLA	TL	251 <i>Pseudoleistes guirahuro</i>	F	25	N	Oz	ATL	TAL
242 <i>Emberizoides ypiranganus</i>	R	19	N	O?	LTA	TL?	252 <i>P. virescens</i>	C	22	N	Oz	ATL	TAL
243 <i>Poospiza nigrorufa</i>	F	15	N	O?	TL	T	253 <i>Dolichonyx oryzivorus</i>	P	17	N	O	TLA	(T)

Tabla II. Tasa de consumo aproximado de alimento en aves acuáticas.

<i>Fulica atra</i>	100g/d	Dobrowolski 1973
<i>Cygnus</i> sp.	1000g/d	Dobrowolski 1973
<i>Branta bernicla</i>	180g/d*	en Hutchinson et al. 1989
<i>Anas</i> spp.	150g/d	Dobrowolski 1973
<i>Aythya valisineria</i>	125g/d*	Korschgen et al. 1988
<i>Podiceps major</i>	230g/d	Padin 1989
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	258g/d	Padin 1989
<i>P. bougainvillei</i>	197g/d	en Croxall 1987
<i>Haematopus ostralegus</i>	31g/d	Heppleston 1971

BIBLIOGRAFIA

- Arámburu R. & Mogilner J. 1969. Relaciones alimentarias de las aves acuáticas de la laguna Chascomús. En: *Convenio Estudio Riqueza Ictícola (1968-1969) tomo IV*. Dirección de Recursos Pesqueros, La Plata. (edic. mimeogr.), 35 p.
- Aravena R. 1927. Notas sobre la alimentación de las aves. *Hornero* 4:38-49.
- Beltzer A. H. 1989. Fluctuaciones anuales en las poblaciones de garzas (Aves: Ardeidae) en la llanura aluvial del río Paraná medio, Argentina. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 20:111-114.
- Bosman A. L., Du Toit J. T., Hockey P. A. R. & Branch G. M. 1986. A field experiment demonstrating the influence of seabird guano on intertidal primary production. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23:283-294.
- Bosman A. L. & Hockey P. A. R. 1988. The influence of seabird guano on the biological structure of rocky intertidal communities on islands off the west coast of Southern Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.* 7:61-68.

- Burger J. 1985. Habitat selection in temperate marsh-nesting birds. En: *Habitat selection in birds*. Ed.: M. L. Cody. Academic Press, Orlando. pp. 253-281.
- Cadée G. 1990. Feeding traces and bioturbation by birds on a tidal flat, Dutch Wadden Sea. *Ichnos* 1:23-30.
- Canevari M., Canevari P., Carrizo G. R., Harris G., Rodriguez Mata J. & Straneck R. J. 1991. *Nueva guía de las aves argentinas*. Tomos I y II. Fundación Acindar, Buenos Aires. 431 p. y 517 p.
- Cole G. A. 1988. *Manual de Limnología*. Hemisferio Sur, Buenos Aires, 405 p.
- Croxall J. P. (Ed.) 1987. *Seabirds. Feeding biology and role in marine ecosystems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 408 p.
- Darrieu C. A., Martínez M. M. & Soave G. E. 1989. Estudios de la avifauna de la Reserva Provincial Llanquanelo, Mendoza. III. Nuevos registros de nidificación de aves acuáticas (Podicipedidae, Threskiornithidae, Anatidae, Rallidae, Laridae). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 20:81-90.
- de la Peña M. 1987. *Nidos y huevos de aves argentinas*. Edición del autor (Univ. Nac. Lit.), Esperanza (Santa Fe), 262 p.
- Dobrowolski K. A. 1973. Role of birds in Polish wetland ecosystem. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20:217-221.
- Duarte C., Montes C., Agusti S., Martino P., Bernues M. & Kalf J. 1990. Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España): Importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnetica* 6:1-12.
- Eslar D. 1989. An assesment of American Coot herbivory of *Hydrilla*. *J. Wildl. Manage.* 53:1147-1149.
- Euliss, Jr. N. H., Jarvis R. L. & Gilmer D. S. 1991. Feeding ecology of waterfowl wintering on evaporation ponds in California. *Condor* 93:582-590.
- Evans P. R., Herdson D.M., Knights P. J. & Pienkowski M.W. 1979. Short-term effects of reclamation of part of Seal Sands, Teesmouth, on wintering waders and Shelduk. Shorebirds: diets, invertebrates densitates, and the impact of predation on the invertebrates. *Oecologia (Berl.)* 41:183-206.
- Goss-Custard J. D. 1977. The ecology of the Wash. III. Density- related behaviour and the possible effects of a loss of feeding grounds of wading birds (Charadrii). *J. Appl. Ecol.* 14:721-739.
- Harrison C. S. & Seki M. P. 1987. Trophic relationships among tropical seabirds at the Hawaiian Island. In: *Seabirds. Feeding biology and role in marine ecosystems*. Ed.: J. P. Croxall. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 305-326.
- Heppleston P. B. 1971. The feeding ecology of oystercatchers (*Haematopus ostralegus* L.) in winter in Northern Scotland. *Journ. Anim. Ecol.* 40:651-672.
- Hutchinson G. E. 1967. *A treatise on Limnology. Vol. II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. John Wiley, NY., 1115 p.
- Hutchinson I., Campbell Prentice A. & Bradfield G. 1989. Aquatic plant resources of the Strait of Georgia. In: *The ecology and status of marine and shoreline birds in the Strait of Georgia, British Columbia*. Ed.: K. Vermeer & R. W. Butler. Spec. Publ. Can. Wildl. Serv., pp. 50-60.
- Hurlbert S. H. & Chang C. C. Y. 1983. Ornitholimnology: Effects of grazing by the andean flamingo (*Phoenicoparrus andinus*). *Proc. Natl. Acad. Sci.* 80:4766-4769.
- Hurlbert S. H., Lopez M. & Keith J. O. 1984. Wilson's Phalarope in the central Andes and its interaction with the Chilean Flamingo. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 57:47-57.

- Jorde D. G. & Owen, Jr. R. B. 1988. The need for nocturnal activity and energy budgets of waterfowl. In: *Waterfowl in winter*. Ed.: M. W. Weller. University of Minnesota Press, Minneapolis, pp. 169-180.
- Korschgen C. E., George L. S. & Green W. 1988. Feeding Ecology of Canvasbacks Staging on Pool 7 of the Upper Mississippi River. In: *Waterfowl in winter*. Ed.: M. W. Weller. University of Minnesota Press, Minneapolis, pp. 237-249.
- Kushlan J. A. 1976. Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. *Auk* 93:464-476.
- Lodge D. M. 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41:195-224.
- Maitland P. S. 1978. *Biology of Freshwaters*. Blackie, London. 244 p.
- Margalef R. 1977. *Ecología*. Omega, Barcelona, 951 p.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona, 1010 p.
- Morales G., Pinowski J., Pacheco J., Madriz M. & Gómez F. 1981. Densidades poblacionales, flujo de energía y hábitos alimentarios de las aves ictiófagas de los módulos de Apure, Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 11:1-45.
- Morrison R. I. G. & Myers J. P. 1987. Wader migration systems in the new world. *Wader Study Group Bull.* 49 suppl./ *IWRB Special Publ.* 7:57-69.
- Narosky T. & Yzurieta D. 1987. *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Asociación Ornitológica del Plata, 43 p.
- Navas J. R. 1977. *Anseriformes*. Fauna de agua dulce de la República Argentina. Vol. 43, Fasc. 2. FECIC, Buenos Aires, 94 p.
- Navas J. R. 1991. *Gruiformes*. Fauna de agua dulce de la República Argentina. Vol. 43, Fasc. 3. PROFADU (CONICET), La Plata, 80 p.
- Navas J. R., Narosky, T., Bó N. A. & Chébez J. C. 1991. *Lista patrón de los nombres comunes de las aves argentinas*. Asoc. Ornitológica del Plata, Buenos Aires, 39 p.
- Nores M. 1991. *Checklist of the birds of Argentina*. Centro de Zoología Aplicada, Publ. N° 10, Córdoba, Arg., 12 p.
- Padin O. H. 1989. El papel energético de las aves ictiófagas en la laguna Chascomús (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 20:7-13.
- Powel G. V. N. 1987. Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: Implications of hydrogeography. *Auk* 104:740-749.
- Quammen M. L. 1981. Use of enclosure in studies of predation by shorebird on intertidal mudflat. *Auk* 98:812-817.
- Robert M., Mc Neil R. & Leduc A. 1989. Conditions and significance of night feeding in shorebirds and other waterbirds in a tropical lagoon. *Auk* 106:94-101.
- Schneider D. C. & Harrington B. A. 1981. Timing of shorebird migration in relation to prey depletion. *Auk* 98:801-811.
- Velasquez Rojas C. R. 1987. *Depredación por parte de aves migratorias sobre la macroinfauna intermareal de fondos blandos en el estuario del río Queule (IX Región, Chile)*. Tesis Magister Cs. Zool., Univ. Austral de Chile, 73 p.
- Vermeer K. & Butler R. W. (Ed.) 1989. *The ecology and status of marine and shoreline birds in the Strait of Georgia, British Columbia*. Spec. Publ. Can. Wildl. Serv., Ottawa, 186 p.

Wetzel R. G. 1981. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona, 679 p.

Wiens J. A. 1989. *The ecology of bird communities. Vol. I: Foundations and patterns*. Cambridge University Press, Cambridge, 539 p.

Ziswiler V. 1980. *Zoología especial. Vertebrados. Tomo II: Amniotas*. Omega, Barcelona, 413 p.

EL PAPEL DE LOS PECES EN EL CONTROL DE LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES BENTICAS DE ECOSISTEMAS LOTICOS

José A. BECHARA

Institut National de la Recherche Scientifique
2800 rue Einstein, Caisse Postale 7500
Sainte-Foy, Québec
G1V 4C7, Canada.

ABSTRACT: THE ROLE OF FISH IN THE STRUCTURE OF BENTHIC COMMUNITIES OF LOTIC ECOSYSTEMS. - Resource limitation ("bottom-up" control) and environmental stress (abiotic control) are often considered to be the most important factors in determining community structure in lotic ecosystems. Predation ("top-down" control) and other biotic factors have been much less considered. In order to examine this issue, a revision of fish predation experiments in streams was carried out. The results are examined within the framework of some general models of community structure. Among salmonids, 45% of the reported experiments showed significant decreases in at least one dominant invertebrate taxa. For other fish families (e. g., Cyprinidae, Cottidae), this proportion was higher (55%). Very few experiments were carried out in tropical systems, but all of them show significant effects on invertebrates. Significant invertebrate increases in the presence of fish were observed in 35% of the experiments. Two studies conclude that fish may induce an increase in periphyton biomass, probably through selective predation on grazers. Spatial heterogeneity (microhabitat refuges), size refuges and bottom colonization by drift can modulate predator impact; which can account for dissimilar results obtained in the experiments reviewed. This overview suggests that the inclusion of fish in ecological studies of benthic communities would allow a better understanding of community structure.

INTRODUCCION

El estudio de los factores que determinan la estructura de las comunidades es uno de los objetivos más importantes de la ecología. Tales factores pueden clasificarse dentro de cuatro categorías principales: 1) la disponibilidad de recursos, 2) las perturbaciones del medio, 3) la competencia, y 4) la depredación. Se considera que la estructura de una comunidad es un descriptor multidimensional constituido por elementos tales como: la diversidad; la composición, abundancia relativa y distribución espacial de las especies; la estructura de la talla y la organización trófica (Menge & Farrell 1989).

A pesar de que tales factores están estrechamente relacionados, la importancia relativa de cada uno de ellos es aún un tema de controversia en ecología. Dentro de este contexto, se impone una pregunta fundamental: ¿en una cadena trófica, la estructura de las comunidades es regulada de “arriba hacia abajo” (control “top-down”), es decir por los depredadores, o es regulada de “abajo hacia arriba” (control “bottom-up”), es decir por la disponibilidad de recursos y por las perturbaciones del medio?. Se entiende aquí por regulación (control) al mecanismo capaz de modificar la abundancia de las especies, manteniéndola dentro de ciertos límites. Una segunda aproximación al tema, que no excluye la precedente, opone los factores abióticos (recursos, perturbaciones) a los factores bióticos (competición, depredación).

La mayor parte de los estudios sobre la ecología de los sistemas lóticos ha tenido una tendencia a considerar de manera implícita o explícita los factores abióticos (disponibilidad de recursos y perturbaciones del ambiente) como determinantes de la estructura de las comunidades. Por el contrario, la depredación ha recibido una atención mucho menor. Como se verá más adelante, la importancia de los controles bióticos y abióticos depende de las condiciones generales del ambiente estudiado. En relación con este tema, el presente artículo tiene tres objetivos fundamentales: 1) presentar una síntesis de algunos de los modelos que explican la estructura de las comunidades; 2) efectuar una revisión crítica de las experiencias sobre el impacto de la depredación por los peces en ríos y arroyos, y 3) sugerir enfoques metodológicos que permitan integrar tanto los factores bióticos como los abióticos en la evaluación del papel de los depredadores.

MODELOS TEORICOS DE LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES

La hipótesis de Hairston et al. (1960) que explicaría la estructura de las comunidades terrestres, ejerció gran influencia en el desarrollo de la teoría de las comunidades (Fig. 1). Según sus autores, la densidad y la estructura de cada nivel trófico (productores primarios, herbívoros o carnívoros) pueden ser controladas por la disponibilidad de recursos o por la depredación (incluyendo los carnívoros y herbívoros), pero raramente por las dos a la vez. De este modo, las plantas tienen tendencia a proliferar porque los carnívoros mantienen a los herbívoros a bajas densidades y es la competencia por los recursos (alimentos, luz, espacio físico), lo que determina y limita la densidad y la estructura de los productores primarios. Los herbívoros son limitados por los carnívoros, los que a su vez compiten entre ellos por la disponibilidad de las presas.

Los estudios de Paine (1966, 1980) sobre el bentos de la zona de mareas tuvieron también gran influencia en el desarrollo de la teoría de las comunidades. Este autor observó que cuando un depredador controla la densidad de una especie dominante, las otras especies pueden coexistir con esta última y la diversidad de la comunidad aumenta. Paine introdujo los

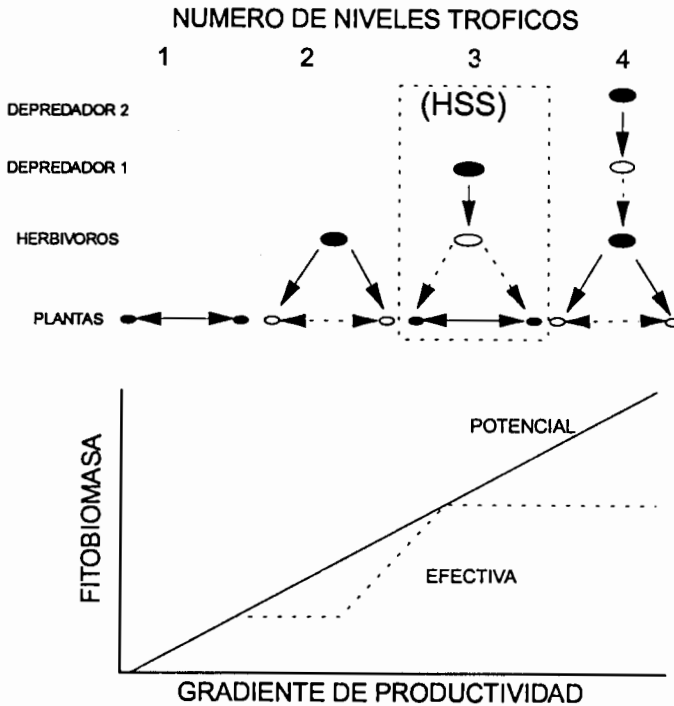


Fig. 1. Variación de la biomasa vegetal y del número de niveles tróficos en función de la productividad según los modelos de Fretwell (1977) y Oksanen et al. (1981). Las flechas verticales indican la depredación y las horizontales la competencia, en tanto que su intensidad se señala con trazos continuos (interacción fuerte) o discontinuos (interacción débil). Los niveles tróficos regulados por la competencia se indican con símbolos negros y los regulados por la depredación con símbolos blancos. HSS: modelo de Hairston, Smith & Slobodkin (1960).

conceptos de “especie clave”, para referirse al depredador, y de la “fuerza de la interacción” para catalogar la relación depredador-presa. Paine (1980) introdujo también el concepto de “cascada trófica” para explicar las modificaciones indirectas de una especie sobre varios niveles de la cadena trófica.

En medios pelágicos de agua dulce, Brooks & Dodson (1965) encontraron resultados análogos a los de Paine (1980). Después de la introducción de una especie de pez planctívoro (*Alosa*), los autores observaron un aumento de pequeños cladóceros (e. g., *Bosmina*) que se beneficiaron con la ausencia de los cladóceros de mayor talla, competitivamente superiores (e. g., *Daphnia*), así como también de otros depredadores invertebrados (*Chaoborus*), que pueden

controlar la densidad de las presas más pequeñas. Brooks & Dodson (1965) observaron que los peces planctívoros son en general depredadores visuales, lo que ocasiona una selectividad positiva por los individuos de mayor talla.

Fretwell (1977) desarrolló la teoría de Hairston et al. (1960), incluyendo los medios acuáticos, así como las comunidades con diferentes niveles tróficos. Según Fretwell, el número de niveles tróficos en una comunidad aumenta con la productividad general del sistema (Fig. 1). En las cadenas alimenticias con un número par de niveles, los vegetales son limitados por los recursos y es principalmente la competencia por tales recursos lo que determina su estructura. Oksanen et al. (1981), han formalizado en un modelo matemático la hipótesis de Fretwell. Una particularidad interesante de este modelo es que la biomasa de las plantas no aumenta linealmente con la productividad de los recursos (Fig. 1). Por ejemplo, en un medio poco productivo con un sólo nivel trófico (los vegetales), el aumento de productividad puede permitir la aparición de herbívoros pero no necesariamente un incremento de la biomasa vegetal porque ésta será controlada por los herbívoros.

Menge & Sutherland (1987) han desarrollado un modelo semejante al de Oksanen et al. (1981) apoyándose en los conceptos de Hairston et al. (1960) así como también en la hipótesis del gradiente de condiciones físicas del ambiente, de Connell (1975) y Menge (1976). Este modelo predice una variación de la importancia relativa de las perturbaciones, de la competencia y de la depredación sobre la estructura de las comunidades a lo largo de dos gradientes: el estrés ambiental y la intensidad del reclutamiento (Fig. 2). Según Menge & Sutherland (1987), cuando el estrés ambiental es fuerte, la perturbación sería el factor más importante en la determinación de la estructura de las comunidades. Esto es debido a que en condiciones extremas de estrés solo un nivel trófico (el de los vegetales) estaría adaptado para resistirlas. A medida que las condiciones se hacen menos severas, la competencia adquiere mayor importancia y se agregan nuevos niveles tróficos. Cuando el nivel de estrés es bajo, la depredación sería el factor más importante, salvo cuando los refugios son muy abundantes. En casos como este último, y también cuando el reclutamiento es elevado, la competencia puede continuar siendo un factor muy importante. A pesar de que esta teoría presenta una gran similitud con la de Fretwell (1977) y la de Oksanen et al. (1981), su diferencia fundamental reside en que los depredadores omnívoros serían tanto o más capaces que los herbívoros de afectar directamente a las plantas. Otra diferencia radica en que las variaciones de los procesos ecológicos se ubican a lo largo de un gradiente de estrés ambiental, en lugar de un gradiente de producción primaria.

Los modelos previamente citados han sido objeto de dos críticas mayores (Kerfoot & DeAngelis 1989): 1) restan importancia a la calidad de los recursos, específicamente a la resistencia de las plantas al pastoreo y de los animales a la depredación; 2) son modelos de cadenas tróficas y no de mallas tróficas, en consecuencia serían inadecuados para describir la complejidad de los efectos indirectos a cada nivel trófico. Por otra parte, es cada vez más evidente que existen importantes interacciones indirectas, en las cuales las modificaciones

inducidas por una especie B sobre otra especie A tienen repercusiones sobre una tercera especie C (Kerfoot & Sih 1987, Strauss 1991). Tales interacciones necesitan ser analizadas a un nivel de detalle más fino, lo que no sería posible con el nivel de generalización de las teorías arriba señaladas. En respuesta a esta crítica, Power (1992) menciona que la observación generalizada de efectos “top-down” permite suponer que los modelos de cadena trófica son generalizaciones que se ajustan de manera adecuada a la realidad y hacen posible la comparación entre comunidades diferentes a lo largo de gradientes ambientales.

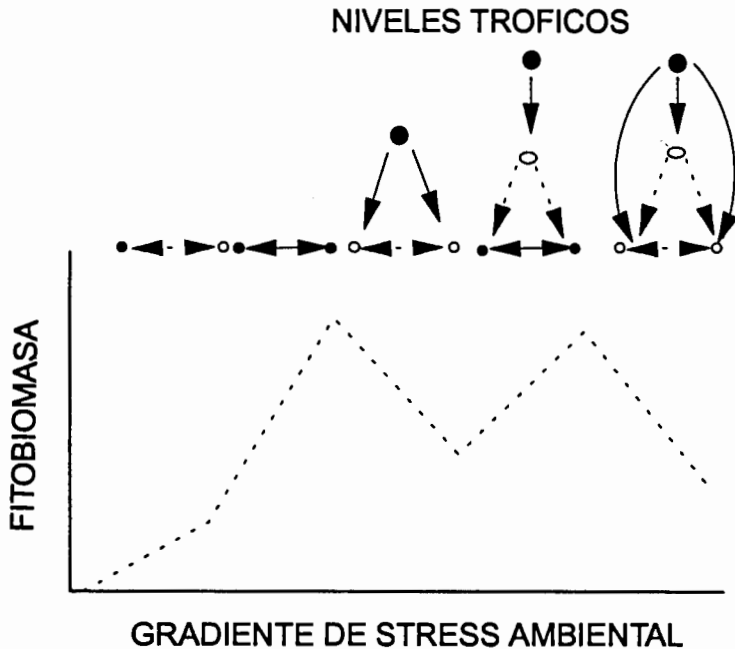


Fig. 2. Variación de la biomasa vegetal y del número de niveles tróficos en función del gradiente de estrés ambiental, según el modelo de Menge & Sutherland (1987). Para la explicación de los símbolos, ver la fig. 1.

La hipótesis del control “bottom-up-top-down” es todavía un tema de debate en limnología (De Melo et al. 1992, Carpenter et al. 1992). Estudios realizados en lagos de las regiones templadas de América del Norte (Shapiro & Wright 1984, Carpenter et al. 1985) han demostrado que una gran parte de la variabilidad observada en los modelos empíricos de concentración de fósforo y producción primaria (principalmente un control de tipo “bottom-up”) podría ser explicado por la presencia de peces depredadores. En lagos con peces piscívoros (4 niveles tróficos), Carpenter et al. (1985) encontraron que el número de peces planctívoros

disminuye, permitiendo proliferar al zooplancton, lo cual mantiene baja la densidad del fitoplancton. Con el fin de describir este fenómeno, Carpenter et al. (1985) han aplicado el concepto de interacciones tróficas en cascada de Paine (1980). Un fenómeno similar ha sido observado en lagos de Argentina por Quirós (en prensa). No obstante, quedan aún un buen número de incógnitas a resolver. Por ejemplo, McQueen et al. (1989) observaron que en un lago eutrófico el efecto en cascada no se transmitía hasta el fitoplancton. Por otra parte, no se sabe si los efectos en cascada se pueden mantener durante largos períodos de tiempo y si son aplicables cuando hay dominancia de algas cianofíceas, menos consumidas por el zooplancton.

IMPORTANCIA DE LA DEPREDACION POR PECES EN LOS AMBIENTES LOTICOS: REVISION DE LOS ESTUDIOS EXPERIMENTALES

Los ríos y arroyos pueden, en general, ser considerados como más rigurosos que los medios lacustres en razón de las grandes variaciones temporales de muchas de sus características (e. g., inundaciones, inestabilidad de los fondos, variación de las características físicas y químicas en relación con las precipitaciones). En consecuencia, según el modelo de Menge & Sutherland (1987) la depredación debería jugar un papel mucho menos importante en este medio. No obstante, considerando la gran complejidad de los ríos y arroyos, la importancia de la depredación podría ser diferente según la escala espacio-temporal que se considere. De este modo, en un mismo sistema fluvial se pueden encontrar condiciones más o menos benignas según la época del año, el tipo de substrato o el tamaño del río o arroyo.

Por otra parte, todas las estimaciones de la producción del bentos y de la cantidad de alimento ingerido por los peces han puesto en evidencia una fuerte explotación del bentos por los peces (Allen 1951; Allan 1983). Este resultado fue llamado por Hynes (1970) "la paradoja de Allen", porque el consumo por los peces sería mucho mayor que la producción potencial del bentos. Esta aparente paradoja parece tener su origen en errores en las estimaciones de la productividad del bentos (Benke 1984). Sin embargo, ello nos sugiere al menos que los peces pueden explotar eficazmente sus presas.

Por lo tanto, resulta pertinente preguntarse si los efectos de tipo "top-down" pueden tener una cierta importancia en la estructura de las comunidades lólicas. El estudio de Bowlby & Roff (1986a) en arroyos de la zona templada de América del Norte sugiere que tales efectos pueden ser importantes. Estos autores compararon arroyos con presencia y ausencia de peces piscívoros (tres y cuatro niveles tróficos, respectivamente). En presencia de estos últimos, el número de peces no piscívoros fue más bajo y la densidad de invertebrados bénticos fue más elevada. Por el contrario, las algas y las bacterias (evaluadas con la técnica del ATP) no fueron afectadas.

En comparación con otros ambientes acuáticos, existen pocos estudios experimentales en los sistemas lóticos, a pesar de que en los últimos 10 años el número de estudios ha aumentado considerablemente. El enfoque experimental, aunque de alcance más limitado, permite validar en forma inequívoca las observaciones sobre el terreno. A tal fin, hemos efectuado un análisis de 23 experimentos sobre el efecto de la presencia de peces sobre el bentos, los organismos de la deriva y el perifiton de ambientes lóticos (Tabla I). A pesar de que en estos trabajos se utilizaron dispositivos experimentales diferentes, los hemos seleccionado en base a los siguientes criterios: 1) control de la densidad de peces; 2) empleo de testigos; 3) replicación de los tratamientos experimentales y 4) análisis estadístico de los resultados. La mayor parte de los estudios se llevaron a cabo en la zona templada-fría de América del Norte y en arroyos de pequeño tamaño (de primer a tercer orden). Se trata en la mayoría de los casos de experimentos a corto o a mediano plazo (de algunos días o de algunas semanas). Las condiciones ambientales en que se llevaron a cabo los experimentos pueden considerarse como relativamente benignas.

Con respecto a los Salmonidae, la mitad de los estudios describen reducciones significativas en la densidad de al menos un taxón importante del bentos (Tabla I). Con respecto a las otras familias de peces de zonas templadas, la proporción de trabajos que señalan efectos negativos es más elevada (Tabla I). Los estudios en zonas tropicales o subtropicales son escasos pero todos señalan efectos importantes. Solamente en el 35% de los casos se observaron aumentos significativos de la densidad de las presas en presencia de peces.

El impacto de los peces sobre los organismos de la deriva ha sido estudiado únicamente en seis experimentos, señalándose reducciones significativas en la mitad de ellos (Tabla I). Con respecto a los efectos en cascada sobre el perifiton, sólo se hallaron tres experimentos en la literatura (Power 1990, Harvey & Hill 1991, Bechara et al., en prensa, a). En dos de ellos se observaron aumentos significativos sobre la biomasa, al menos durante una parte del año. Tales efectos guardarían relación con la depredación selectiva de los peces sobre los herbívoros. Sin embargo, cuando las condiciones del ambiente son más severas (Power 1990) o cuando los herbívoros no están disponibles para los peces (Bechara et al., en prensa, a; Harvey & Hill 1991) estos últimos parecen no tener un efecto importante sobre la biomasa del perifiton.

Un análisis más detallado de la información, teniendo en cuenta el tipo de sustrato utilizado en los experimentos, revela que la mayoría de estos últimos (73%) han sido realizados sobre fondos de grava o canto rodado, y en tales casos, solamente en el 30% se señalan reducciones significativas de organismos bénticos (considerando todos los tipos de peces). Los animales que habitan en la superficie del sustrato (el epibentos), y por lo tanto los más susceptibles de ser atacados e ingeridos, no han sido muestreados separadamente de aquellos que habitan los intersticios del sustrato (el endobentos), a excepción de un experimento (Bechara et al., en prensa, b). Los experimentos que han empleado sustratos más simples (arena, limo o superficies rocosas) o que muestrearon selectivamente el epibentos, todos señalan efectos negativos significativos.

Tabla I. Resumen de los resultados de experimentos sobre el impacto de la depredación por los peces en ríos y arroyos. Los porcentajes corresponden a la proporción de trabajos que señalan efectos significativos negativos (-), positivos (+) o ausencia de efectos (0) sobre la densidad (número y/o biomasa) de al menos un taxón abundante (más del 40% de la densidad total) o de la biomasa del perifiton. En ciertas experiencias, tanto efectos negativos como positivos fueron observados, por lo que la suma total de los porcentajes puede ser mayor que 100%.

FAMILIA DE PEZ Y NUMERO DE EXPERIMENTOS	EFECTOS SIGNIFICATIVOS SOBRE LA DENSIDAD					
	BENTOS (B)		DERIVA (D)		PERIFITON (P)	
SALMONIDAE B=9 D=5 P=1	0	56%	0	60%	0	0%
	-	44%	-	40%	-	0%
	+	44%	+	0%	+	100%
OTROS (CYPRINIDAE, COTTIDAE) B=9 D=1 P=2	0	45%	0	0%	0	50%
	-	55%	-	100%	-	0%
	+	11%	+	0%	+	50%
PECES TROPICALES B=2 D=0 P=0	0	0%	NO SE APLICA		NO SE APLICA	
	-	100%				
	+	100%				
TOTAL B=20 D=6 P=3	0	45%	0	50%	0	33%
	-	55%	-	50%	-	0%
	+	35%	+	0%	+	66%

Fuentes: Allan 1982; Andersson et al. 1986; Bechara et al., en prensa, a, b; Cooper 1988; Cooper et al. 1990; Culp 1986; Dudgeon 1991; Feltmate & Williams 1989; Flecker 1984, 1992; Flecker & Allan 1984; Gilliam et al. 1989; Griffiths 1981; Harvey & Hill 1991; Koetsier 1989; Power 1990; Reice 1983, 1991; Reice & Edwards 1985; Schlosser & Ebel 1989; Schofield et al. 1988; Wilzbach et al. 1986.

FACTORES QUE MODULAN EL IMPACTO DE LA DEPREDAACION

En principio, este análisis parece sugerir que el papel de los peces en la estructura del bentos sería de limitado alcance. Teniendo en cuenta los modelos generales, podría suponerse que las condiciones de los sistemas lóticos, generalmente más rigurosas, impediría en muchos

casos una manifestación de la capacidad potencial de los peces para controlar a sus presas. Antes de llegar a una respuesta definitiva, un análisis más detallado de la información se impone. En particular, es importante analizar los factores que modulan el impacto de la depredación (Hunter & Price 1992, Power 1992) y que pueden hacer que una cadena trófica compuesta por 4 niveles funcione efectivamente con no más de uno o dos niveles.

Teniendo en cuenta que la distribución de los peces en los ríos y arroyos es muy heterogénea (Bowly & Roff 1986b), ciertos sectores estarían sujetos a una depredación menos intensa que otros, los cuales constituirían refugios espaciales. En este sentido, Cooper et al. (1990) han sugerido que las variaciones en la respuesta del bentos a la depredación son debidas a diferencias en las tasas de recolonización del substrato por los invertebrados provenientes de zonas con menor densidad de peces. Estas diferencias son atribuidas a la naturaleza de los dispositivos experimentales empleados (tamaño de las mallas y superficie de la unidad experimental), a la capacidad de colonización de los taxa implicados en las experiencias, así como al caudal de agua de los arroyos. La deriva de los organismos, un fenómeno típico de los sistemas lóticos, podría contribuir a tal colonización (Bechara 1992), lo mismo que los movimientos verticales y laterales de los animales en el sedimento.

La deriva crepuscular y nocturna que exhiben muchos invertebrados sería una estrategia para evitar la depredación por los peces durante el día (Waters 1972). Del mismo modo, los animales de mayor talla, y por lo tanto más susceptibles a la depredación, tienen tendencia a ser más abundantes en la deriva durante la noche (Allan 1984). Esta estrategia constituye una utilización de refugios temporales, lo cual sugiere que ciertos animales derivan intencionalmente y pueden colonizar otros hábitats sujetos a una menor depredación.

No obstante, otros estudios sugieren que la deriva no jugaría un papel tan importante en la colonización. Minshall & Petersen (1985) han propuesto una hipótesis según la cual la deriva estaría compuesta en su mayor parte por los individuos genéticamente inferiores de una población. Existe una cierta evidencia en apoyo de esta hipótesis. Por ejemplo, una proporción importante de insectos de la deriva presentan un alto grado de parasitismo o estarían afectados por bacterias patógenas (Statzner & Bittner 1983; Wilzbach et al. 1988; Cummins & Wilzbach 1988). Experimentos en laboratorio han demostrado, para una misma especie, una mortalidad más elevada en los animales bénticos no derivantes que en los animales que quedan en el fondo (Wilzbach et al. 1988; Wilzbach & Cummins 1989).

Bajo este punto de vista, se ha sugerido que los efectos reducidos de la depredación por los Salmonidae sobre el bentos son debidos a que estos peces se alimentan preferencialmente de la deriva, por lo que la depredación tendría un efecto poco importante sobre la densidad del bentos (Flecker & Allan 1984; Wilzbach et al. 1986). Esta idea se apoya sobre la hipótesis de Waters (1961) quien sugirió que la deriva representa un exceso de producción del bentos, y que ocurre cuando la densidad de una población sobrepasa la capacidad de soporte del sistema. No obstante, la importancia de la deriva de los organismos en el proceso de colonización del

substrato ha sido bien demostrado (Williams & Hynes 1976). Esto sugiere que una parte de la comunidad estaría constituida por animales activos que pueden contribuir a la redistribución de las poblaciones.

Tanto la talla como los espacios entre los intersticios serían utilizados como refugios por una buena parte de los invertebrados, los que escaparían así a la depredación. En tal sentido, Bechara et al. (en prensa, b) encontraron que, en presencia de peces, ciertas especies de efemerópteros aumentan significativamente en el bentos y disminuyen fuertemente en la deriva. Tal resultado fue interpretado como una consecuencia de la ocupación activa de refugios para evitar la depredación. Esta observación aparece reforzada por un buen número de estudios sobre el comportamiento de los invertebrados, que muestran que muchas especies serían capaces de detectar la presencia de peces por señales químicas o físicas, antes de que estos últimos los perciban (Andersson et al. 1986; Culp et al. 1991; Kholer & McPeck 1989).

Muchos invertebrados escaparían a la depredación gracias a su pequeña talla, pudiendo incluso aumentar su densidad en presencia de peces (Bechara et al., en prensa, b; Dudgeon 1991). La principal causa de tal aumento sería la depredación selectiva de estos últimos sobre los invertebrados de mayor talla, competitivamente superiores. Esta observación sugiere que la hipótesis de la eficacia de la talla de Brooks & Dodson (1965) podría aplicarse a los sistemas lóticos. Los refugios de talla podrían explicar también la ausencia de control sobre el perifiton en algunos casos (Bechara et al., en prensa, a; Harvey & Hill 1991). Los invertebrados, demasiados pequeños o demasiados grandes para ser consumidos por los peces presentes, escaparían a la depredación. Ello equivale a un sistema con dos niveles tróficos en lugar de tres. Del mismo modo Power (1990), señala la ausencia de control por parte de los peces durante las inundaciones, validando así el modelo de Menge & Sutherland (1987). Por estas razones, la sola presencia de un depredador no implica necesariamente un control "top-down", sino que ésta depende más bien de la eficacia del mismo para actuar sobre la presa.

Finalmente, Feltmate & Williams (1989) han sugerido que la variabilidad de la respuesta del bentos de los arroyos a la depredación puede ser debida a las diferentes densidades de peces utilizadas en los experimentos. Las densidades muy bajas, como las empleadas por Allan (1982), serían por lo tanto incapaces de producir un efecto suficientemente grande como para ser detectado mediante los métodos estadísticos disponibles.

Podemos por lo tanto identificar cinco grandes factores para explicar la gran variabilidad en la respuesta del bentos a la depredación por los peces:

- 1) la colonización por los organismos de la deriva puede enmascarar el efecto de la depredación en un sector del arroyo;

- 2) los invertebrados están muy bien adaptados a la presencia de peces y utilizan activamente los refugios topográficos y temporales para reducir, por lo menos a corto plazo, el impacto de la depredación;

3) la talla de ciertos invertebrados impide un control eficaz por los depredadores (refugios de talla);

4) la depredación se ejerce sobre los animales enfermos y tiene poco efecto sobre las poblaciones bentónicas;

5) en ciertas experiencias, la densidad de peces o el número de réplicas es demasiado bajo como para producir efectos estadísticamente significativos.

ALGUNAS SUGERENCIAS PARA ESTUDIOS FUTUROS EN ARGENTINA

Como se ha visto, el análisis del papel de la depredación en las comunidades es un tema complejo que requiere una planificación rigurosa de los estudios. Una buena combinación de observaciones sistemáticas y de experimentos controlados permitiría comprender mejor los mecanismos implicados. Los modelos sugeridos al principio de este artículo podrían servir como marco de referencia para la interpretación de los resultados. No obstante, tales modelos son sólo aproximaciones a la realidad y deben ser empleados con precaución.

En una primera etapa, un muestreo intensivo de los principales factores del ambiente, cubriendo un rango amplio de condiciones, permitiría identificar los posibles factores determinantes de la estructura interior de gradientes de productividad o de condiciones de estrés. En los sistemas lóticos, tal gradiente podría relacionarse con el nivel de energía asociada al flujo de agua. Statzner et al. (1988) y Davis & Barmuta (1989) han sugerido la utilización del número de Froude como descriptor de tales condiciones. El mismo representa una variable adimensional que integra la profundidad y la velocidad de la corriente. Del mismo modo, un buen análisis hidrológico basado en series temporales podría facilitar la interpretación de la frecuencia y la periodicidad de eventos críticos tales como las inundaciones y los estiajes. La estructura de la comunidad de las zonas más afectadas por tales eventos extremos podría ser mayormente determinada por los factores abióticos, en tanto que en las zonas más estables, los peces y otros depredadores podrían jugar un papel más importante. En todos los casos se requiere una buena estimación de la densidad de peces.

La interpretación de los resultados debería efectuarse por medio de análisis estadísticos multivariados que permitan establecer la relación entre las variables y eliminar la información redundante. Los estudios de Bowlby & Roff (1986a) y Quirós (en prensa) constituyen buenos ejemplos de tales análisis.

Una vez identificados los principales factores abióticos y bióticos, un estudio experimental permitiría validar de manera cierta su papel. La densidad de los peces podría ser regulada utilizando inclusiones y exclusiones de peces en corrales o cajas, colocadas en sitios con diferente grado de perturbación ambiental. La duración de la experiencia, la intensidad de la

deriva de invertebrados y el tipo de pez empleado, son factores que deberían ser tenidos en cuenta para una buena interpretación de los resultados. Una replicación mínima de los tratamientos experimentales relacionada con la potencia de los test estadísticos se impone en todos los casos.

La introducción de especies exóticas en los sistemas acuáticos puede generar cambios en cascada que pueden tener repercusiones hasta en los sistemas terrestres (Spencer et al. 1991). La introducción de salmónidos en los ríos del sur de Argentina y Chile, que en muchos casos han desplazado las especies locales, sería un campo fecundo para este tipo de estudios. Tales peces podrían ejercer un impacto considerable sobre las comunidades bentónicas, dado que éstas no estarían adaptadas a su presencia de la misma manera que las especies del Hemisferio Norte.

Del mismo modo, la gran abundancia de peces bentófagos, en el valle de inundación de los grandes ríos sudamericanos como el Paraná, permitiría suponer que tales organismos podrían efectuar un control importante sobre el bentos. Estos ambientes son un campo propicio para la verificación de los modelos generales sobre la estructura de las comunidades. El gran número de depredadores, junto con la gran variación espacio-temporal de las condiciones físicas y químicas del ambiente permitiría un análisis completo del espectro de condiciones ambientales en el interior de espacios relativamente reducidos.

CONCLUSIONES

Los modelos teóricos sugieren que la depredación jugaría un papel clave en la estructura de las comunidades acuáticas, ya sea directamente por una reducción de la densidad de las presas, o indirectamente por efectos tales como la disminución de la competencia interespecífica y de la intensidad del pastoreo sobre los vegetales. Los experimentos en sistemas lóticos validan parcialmente estos modelos y sugieren que ciertos factores, relacionados con la eficacia del depredador para controlar a su presa, pueden modular el impacto de la depredación. La inclusión de peces y de otros depredadores en los estudios comparativos y experimentales de ecosistemas lóticos podría contribuir a una mejor comprensión de los mecanismos que determinan la estructura de las comunidades.

AGRADECIMIENTOS

Deseo dejar constancia de mi reconocimiento a los Dres. Edwin Bourget y Dolors Planas, quienes aportaron numerosos comentarios a una versión preliminar de este artículo. Mi

agradecimiento va también dirigido a los organizadores de las Segundas Jornadas Argentinas de Limnología de La Plata, en especial a los Dres. Argentino A. Bonetto y Hugo L. López, quienes tuvieron la amabilidad de invitarme a la sesión de sistemas fluviales. Finalmente, agradezco la colaboración de Silvina Garralla, indispensable durante la redacción de este artículo.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J. D. 1982. The effect of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology* 63:1444-1455.
- Allan J. D. 1983. Food consumption by trout and stonefly in a rockymountain stream, with comparison to prey standing crop. In: *Dynamics of lotic ecosystems*. Ed.: T. D. Fontaine & S. M. Bartell. Ann Arbor Science, Michigan, pp. 371-390.
- Allan J. D. 1984. The size composition of invertebrate drift in a Rocky Mountain stream. *Oikos* 43:68-76.
- Allen K. R. 1951. The Horokiwi stream: A study of a trout population. *N. Z. Mar. Dept. Fish. Bull.* 10.
- Andersson K. G., Brönmark C., Herrmann J., Malmqvist B., Otto, C. & Sjöström P. 1986. Presence of sculpins (*Cottus gobio*) reduces drift and activity of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Hydrobiologia* 133:209-215.
- Bechara J. A. 1992. *Étude expérimentale de l'impact de la prédation par l'Omble de Fontaine (Salvelinus fontinalis) sur les communautés benthiques en système lotique*. Tesis de doctorado. Univ. Laval., Québec, Canada. 163 pp.
- Bechara J. A., Moreau G. & Planas D. (en prensa, a). Top-down effects of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in boreal forest stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* .
- Bechara J. A., Moreau G. & Hare L. (en prensa, b). The impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) on a stream benthic community: the role of spatial and size refugia. *J. Anim. Ecol.*
- Benke A. C. 1984. Secondary production of aquatic insects. In: *The ecology of aquatic insects*. Ed.: V. H. Resh & D. M. Rosenberg. Praeger, New York, pp. 289-322.
- Bowlby J. N. & Roff J. 1986a. Trophic structure in southern Ontario streams. *Ecology* 67:1670-1679.
- Bowlby J. N. & Roff J. 1986b. Trout biomass and habitat relationships in southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115:235-245.
- Brooks J. L. & Dodson S. I. 1965. Predation, body size, and composition of zooplankton. *Science* 150:28-35.
- Carpenter S. R., Kitchell J. F. & Hodgson J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35:634-639.
- Carpenter S. R. & Kitchell J. F. 1992. Trophic cascade and biomanipulation: Interface of research and management- A reply to the comment by De Melo et al. *Limnol. Oceanogr.* 37:208-213.

- Connell J. H. 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. In: *Ecology and Evolution of Communities*. Ed: M. L. Cody & J. M. Diamond. Harvard Univ. Press, Cambridge, pp. 460-490
- Cooper S. D. 1988. The responses of aquatic insects and tadpoles to trout. *Verh. int. Ver. Limnol.* 23:1698-1703.
- Cooper S. D., Walde S. J. & Peckarsky B. L. 1990. Prey exchange rates and the impact of predators on prey populations in streams. *Ecology* 71:1503-1514.
- Culp J. M. 1986. Experimental evidence that stream macroinvertebrate community structure is unaffected by different densities of coho salmon fry. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5:140-149.
- Culp J. M., Glozier N. E. & Scrimgeour G. J. 1991. Reduction of predation risk under the cover of darkness: avoidance responses of mayfly larvae to a benthic fish. *Oecologia* 86:163-169.
- Cummins K. W. & Wilzbach M. A.. 1988. Do pathogens regulate stream invertebrate populations? *Verh. int. Ver. Limnol.* 23:1232-1243.
- Davis J. A. & Barmuta L. A. 1989. An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers. *Freshwat. Biol.* 21:271-282.
- De Melo R., France R. & McQueen D. J. 1992. Biomanipulation. Hit or myth?. *Limnol. Oceanogr.* 37:192-207.
- Dudgeon D. 1991. An experimental study of the effects of predatory fish on macroinvertebrates in a Hong Kong stream. *Freshwat. Biol.* 25:321-330.
- Feltmate B. W. & Williams D. D. 1989. Influence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on density and feeding behaviour of a perlid stonefly. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:1575-1580.
- Flecker A. S. 1984. The effects of predation and detritus on the structure of a stream insect community: a field test. *Oecologia* 64:300-305.
- Flecker A. S. 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology* 73:927-940.
- Flecker A. S. & Allan J. D. 1984. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia* 64:306-313.
- Fretwell S. D. 1977. The regulation of plant communities by the foodchain exploiting them. *Perspect. Biol. Med.* 20:169-185.
- Gilliam J. F., Fraser D. F. & Sabat A. M.. 1989. Strong effects of foraging minnows on a stream benthic invertebrate community. *Ecology* 70:445-452.
- Griffiths R. W. 1981. *The effect of trout predation on the abundance and production of stream insects*. Tesis de maestría. Universidad de British-Columbia, Vancouver. 106 p.
- Hairston N. G., Smith F. E. & Slobodkin L. B. 1960. Community structure, population control and competition. *Am. Nat.* 94:421-425.
- Harvey B. C. & Hill W. R. 1991. Effects of snails and fish on benthic invertebrate assemblages in a headwater stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 103:273-270.
- Hynes H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Univ. Toronto Press, Toronto, 555 p.
- Hunter, M. D. & Price P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73:724-732.

- Kerfoot, W. C. & Sih A. (Ed.). 1987. *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*. Univ. Press of New England. Hannover, New Hampshire, 386 pp.
- Kerfoot W. C. & DeAngelis D. L. 1989. Scale-dependent dynamics: zooplankton and the stability of freshwater food webs. *TREE* 4: 167-171.
- Kholer S. L. & McPeck M. A. 1989. Predation risk and the foraging behavior of competing stream insects. *Ecology* 70:1811-1825.
- Koetsier P. 1989. The effects of fish predation and algal biomass on insect community structure in an Idaho stream. *J. Freshwat. Ecol.* 5:187-196.
- McQueen D. J., Johannes M. R., Post J. R., Stewart T. J. & Lean D. R. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* 59:289-309.
- Menge B. A. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition and environmental heterogeneity. *Ecol. Monogr.* 46:355-393.
- Menge B. A. & Sutherland J. P. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am. Nat.* 130:730-757.
- Menge B. A. & Farrell T. M. 1989. Community structure and interaction webs in shallow marine hard-bottom communities: test of an environmental stress model. *Adv. Ecol. Res.* 19:189-261.
- Minshall G. W. & Petersen R. C. 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in streams ecosystems. *Arch. Hydrobiol.* 104:49-76.
- Oksanen L. S., Fretwell D., Arruda J. & Niemela P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *Am. Nat.* 118:240-261.
- Paine R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *Am. Nat.* 100:65-75.
- Paine R. T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49:667-685.
- Power M. E. 1990. Effects of fish on river food webs. *Science* 250:811-814.
- Power M. E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy?. *Ecology* 73:733-746.
- Quirós R. (en prensa). Fish effects on pelagic trophic relationships in a comparative lake study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
- Reice S. R. 1983. Predation and substratum: factors in lotic community structure. In: *Dynamics of lotic ecosystems*. Ed.: T. D. Fontaine & S. M. Bartell. Ann Arbor Science, Michigan, pp. 325-345.
- Reice S. R. 1991. Effects of detritus loading and fish predation on leafpack breakdown and benthic macroinvertebrates in a woodland stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10:42-56.
- Reice S. R. & Edwards R. L. 1985. The effects of vertebrate predation on lotic macroinvertebrate communities in Québec, Canada. *Can. J. Zool.* 64:1930-1936.
- Schlosser I. J. & Ebel K.K. 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream. *Ecol. Monogr.* 59:41-57.
- Schofield K., Townsend C. R. & Hildrew A. G.. 1988. Predation and the prey community of a headwater stream. *Freshwat. Biol.* 20:85-95.
- Shapiro J. & Wright D. I. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwat. Biol.* 14:371-383.

- Spencer C. N., McClelland B. R. & Stanford J. A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *Bioscience* 41:14-21.
- Statzner B. & Bittner A. 1983. Nature and causes of migrations of *Gammarus fossarium* Koch (Amphipoda) in a field study using a light intensifier for the detection of nocturnal activities. *Crustaceana* 44:281-291.
- Statzner B., Gore J. A., & Resh V. H. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7:307-360.
- Strauss S. Y. 1991. Indirect effects in community ecology: their definition, study and importance. *TREE* 7:206-210.
- Waters T. F. 1961. Standing crop and drift of stream bottom organisms. *Ecology* 42:352-357.
- Waters T. F. 1972. The drift of stream insects. *Ann. Rev. Entomol.* 17: 253-272.
- Williams, D. D. & Hynes H. B. N.. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- Wilzbach M. A., Cummins K. W. & Hall J. D. 1986. Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout and invertebrate drift. *Ecology* 67:898-911.
- Wilzbach M. A., Cummins K. W. & Knapp R. K. 1988. Toward a functional classification of stream invertebrate drift. *Verh. int. Ver. Limnol.* 23:1244-1254.
- Wilzbach M. A. & Cummins K. W. 1989. An assessment of short-term depletion of stream macroinvertebrate benthos by drift. *Hydrobiologia* 185:29-39.

RECENT ADVANCES IN FRESHWATER ECOLOGY

J. Gwynfryn JONES

Freshwater Biological Association
The Ferry House, Far Sawrey, Ambleside
Cumbria LA22 0LP, United Kingdom

RESUMEN: PROGRESOS RECIENTES EN ECOLOGÍA DULCEACUÍCOLA.- Aspectos de la investigación actual sobre la ecología de las aguas dulces son examinados en tres niveles. La aplicación de las técnicas de biología molecular ha permitido significativos avances, no sólo en el área de la ecología de poblaciones bacterianas. En el otro extremo de la escala, estos métodos nos permitirán determinar el grado de parentesco entre diferentes stocks de peces. El análisis de las poblaciones del fitoplancton ha alcanzado una etapa en la cual los resultados de diversos programas de largo plazo pueden ser combinados para producir verdaderos modelos predictivos. Finalmente, el conocimiento adquirido en el estudio de los ciclos biogeoquímicos ahora puede ser aplicado al manejo activo de lagos y embalses. Esta aplicación ha sido particularmente exitosa en la confrontación de la acidez de cuerpos de agua naturales y artificiales.

ABSTRACT: The paper examines aspects of current research in freshwater ecology at three levels. The application of techniques of molecular biology has permitted significant advances, not least in the area of bacterial population ecology. At the other end of the scale these methods will permit us to determine the degree of relatedness of different fish stocks. The analysis of phytoplankton populations has now reached the stage where the results of several long term programmes can be combined to produce truly predictive models. Finally the knowledge that has been gained during the study of biogeochemical cycles can now be applied in the active management of lakes and reservoirs. This has been particularly successful when management strategies have been employed to counter the acidity of both natural and man-made water bodies.

INTRODUCTION

It would clearly not be possible to do justice to such a broad title in a paper of this length. I hope that my presentation at the Symposium provided a general overview of the situation and I would like to thank the organizers for their kind invitation and for the excellent hospitality I received during my stay in La Plata.

In preparing this written contribution I have concentrated on three aspects which I believe illustrate best the changes we have seen in limnology over the past decade or so.

Firstly, the introduction of the techniques of modern molecular biology has permitted us to analyze populations in a way that was not possible ten years ago. This is true not only of those “difficult” organisms, such as bacteria, but also macro-organisms such as a fish where we need to determine whether differences in habitat range or spawning behavior are controlled by environmental of genetic factors.

Secondly, freshwater ecologists, particularly those involved in the analysis of phytoplankton populations, have accumulated vast quantities of long term data. They have also been involved in experimental control of phytoplankton populations, often in artificial enclosures. The data which accumulated required analysis so that predictive models of phytoplankton succession could be developed. Such models are of particular importance in determining the likely phytoplankton populations of both established and newly constructed water bodies. Very often, the latter are constructed for amenity use as well as water consumption and particular emphasis is placed on whether cyanobacterial blooms will develop. Such a predictive capability will assume increased importance at a global level as we face the challenge of climate change.

Finally, freshwater scientists are called upon, increasingly, to become involved in the management of our lakes, reservoirs and rivers. Advice is sought on subjects as diverse as planting of riparian vegetation, the restructuring of water courses, the implementation of mixing strategies and methodology to ensure recovery of water bodies from man-induced stress. It is essential that limnologist should be willing to apply their accumulated knowledge and to participate in the active management of water bodies.

MOLECULAR BIOLOGY AND FRESHWATER MICROBIOLOGY

The development of modern molecular techniques have revolutionized our view of biology and ultimately ecology. At long last it is feasible to conduct programmes of research into population ecology in areas where it was not previously possible. Nowhere has the impact been greater than in the study of aquatic microbes, particularly bacteria. Whereas, in the past, we relied on epifluorescence microscope counts to provide an estimate of the total population, we were unable to determine the species composition of that population. Microbiologists were well aware of the shortcomings of viable count techniques but these were used in the absence of more quantitative procedures.

The detection and isolation of a wide range of bacteria from the freshwater are essential components in the study of microbial ecology. In recent times great emphasis has been placed on the detection and enumeration of groups of bacteria that are indicative of pollution and contamination of aquatic habitats. The accurately determination of number of pathogens of indicator organisms is imperative for assessing public health and safety. Concerns over the possible consequences of releasing genetically modified microorganisms (GMMOs) into the

environment and the ecosystem effects that may occur as a result have promoted a need to detect and enumerate novel types of bacteria (Gillet et al. 1984). So far only limited numbers of microorganisms have been released or are intended for release. These include strains of *Pseudomonas syringae*, *Pseudomonas fluorescens*, *Rhizobium* sp. and baculoviruses (Sussman et al. 1988). Sensitive monitoring methods to detect a host and its recombinant DNA in various ecosystems are essential for determining the ability of GMMOs to survive, grow and disseminate, and to assess any likely environmental impact.

Furthermore some bacteria have been shown unculturable but retain their viability after exposure to the environment and have been called "non culturable but viable" (NCBV) (Colwell et al. 1985). This complicates both the detection and enumeration of key pathogenic organisms and, potentially, candidates for deliberate release into the environment. Microorganisms known to achieve the NCBV state include *E. coli*, *Salmonella typhimurium* and *Vibrio* spp. (Colwell et al. 1983; Roszak & Colwell 1987). There are two other factors which contribute to this discrepancy. The direct count cannot distinguish between cells that are viable, NCBV, or dead. Conversely, media used for isolation of viable bacteria may actively select against growth because they are too rich in nutrients or do not supply essential co-factors.

As with all techniques that require the isolation of viable cells, a vast untapped portion of the population will remain unscreened. Microbial ecologists have recently begun to apply molecular techniques to the detection of bacteria from the environment, obviating the need for cell culture. Like traditional methods, these techniques also rely heavily on the sampling strategy for their efficiency. Detection methods do not rely on culturability but use immunological and nucleic acid hybridization techniques can employ strategies that either involve isolating total cells, and from those obtaining total DNA, or extract total DNA directly from a sample. DNA extraction can be performed with bacterial cells isolated by a bulk method or by direct lysis of the cells followed by DNA recovery. A rapid method for the direct isolation of DNA from the aquatic environment comprises filtration of a large volume of water through a cylindrical filter membrane with DNA extraction occurring within the filter housing (Sommerville et al. 1989). In a similar approach, Ogram et al. (1988) used direct lysis followed by ultracentrifugation and hydroxyapatite chromatography to obtain DNA from freshwater sediments. These methods circumvent the need for culturing the organisms yet have limitations in the range of organisms and size of DNA fragments that can be isolated.

Methods involving the detection of target nucleic acid sequences have been reviewed extensively (Saylor & Layton 1990). Many applications of nucleic acid hybridization using environmental samples have involved probing immobilized DNA sequences fixed to nitrocellulose or nylon membranes. This approach has the advantage that different types of nucleic acids of varying purity, including those extracted from total bacteria in a community, can be examined, and that multiple samples can be processed simultaneously. Nucleic acid probes to detect marker genes can be designed to detect a particular genotype or to detect unique

sequences inserted into the genome of the target organism (such as a transposon or an oligonucleotide sequence). The probe itself can be double-stranded, comprising either total genomic DNA or specific sequences of genomic or plasmid origin. Similarly, oligonucleotide probes constructed *in vitro* have been used successfully to detect specific 16S RNA sequences (Amman et al. 1990a).

If suitable probes are available it is possible to use hybridization to detect the presence of specific nucleic acid sequences ranging from oligonucleotides to functional recombinant genes. This is not only possible in bacteria following culture but also directly from environmental samples. The efficiency of several gene probe methods was assessed in freshwater microcosms whilst monitoring the survival of a strain of *Pseudomonas cepacia* that was capable of degrading 4-chlorobiphenyl (Steffan et al. 1989). Although the methods (which included selective plating/DNA hybridization, non-selective plating/DNA hybridization, MPN/DNA hybridization and community DNA extraction/dot blot DNA hybridization) varied in sensitivity and reliability, it was possible to monitor the organism over an 8 week period. The authors concluded that non-selective plating combined with DNA hybridization was the least sensitive method, failing to detect either of the target organism when the total microbial population was three orders of magnitude higher than the target population. Results from methods requiring growth were variable but showed the general decline of the target organism during the course of the experiment. All the gene probe methods were able to detect the presence of the target organisms after 8 weeks. However, it was difficult to conclude which method was the most sensitive, emphasizing the requirement for multiple methodological approaches for monitoring bacteria in the environment.

Total DNA extraction and subsequent probing for a particular trait can be used to monitor that characteristic on a presence or absence basis. The problem is, however, that such samples often do not contain enough of either the target microorganism or its nucleic acid to make detection possible. This might be circumvented in a number of ways using methods designed to increase the detection limit. The sensitivities of currently available techniques are summarized in Table I.

The use of either polyclonal or monoclonal antibodies offers a potentially sensitive and specific means of identifying environmentally important bacteria. Antibodies of either type can be used to identify specific marker gene products or even intact microorganisms that express an appropriate antigen. There is now increasing interest in producing monoclonal antibodies and polyclonal antisera against ecologically important microorganisms, particularly pathogens. Enzyme linked immunosorbent assay (ELISA) has been used for the detection of specific strains (Morgan et al. 1989) in the presence of indigenous bacteria. Experience with freshwater bacteria of different species indicated that the detection limit was around 10^3 cells per ml of lake water using ELISA techniques and polyclonal antisera. Fluorescent monoclonal antibodies specific for the O1 antigen of *Vibrio cholerae* have been used in conjunction with

Table I. Limits of various detection systems and methods (adapted from Pickup & Saunders 1990)

Method	Cells per ml or per g	Indigenous Background	Target	Medium	Reference
Viable non-selective plating	10 ³	10 ⁶	<i>xyle</i>	Lakewater	Morgan et al. 1989
Viable selective plating	10 ³	10 ⁶	RP4-Tol	Lakewater	Pickup et al. 1990
Bioassay	10 ³	10 ⁶	<i>xyle</i>	Lakewater	Morgan et al. 1989
ELISA	10 ³	10 ⁶	<i>xyle</i>	Lakewater	Morgan et al. 1989
Luminometry	10 ³	ND	<i>lux</i>	Soil	Rattray et al. 1990
DNA hybridization	10 ³	10 ⁶	<i>xyle</i>	Lakewater	Morgan et al. 1989
Solution hybridization	10 ² -10 ³	ND	2,4,5-T	Soil	Steffan & Atlas 1990
DNA hybridization MPN	10 ¹ -10 ³	ND	Tn5	Soil	Fredrickson et al. 1988
Polymerase chain reaction	10 ² (100 g)	10 ¹¹	2,4,5-T	Soil	Steffan & Atlas 1990
Fluorescent antibodies	2 x 10 ¹	ND	<i>Flavobacterium</i>	Soil	Mason & Burns 1990
Fluorescent oligonucleotides	3 x 10 ⁵	10 ⁸	16S RNA	Mixed suspension	Amman et al. 1990b

fluorescence microscopy providing a more sensitive procedure for assessing water quality than standard culture methods (Brayton & Colwell 1987; Brayton et al. 1987). Flow cytometry coupled with the use of phylogenetic fluorescent oligonucleotide probes (Amman et al. 1990a, b) may also have enormous potential in detecting specific micro-organisms from environmental samples.

Organisms that are present in low numbers are often difficult to enumerate. The level of sensitivity for many of the methods available may not be sufficient for detecting low numbers of organisms in freshwater. Selective enrichment techniques included as an integral part of any monitoring strategy would increase the proportion of viable target organisms within the total population. One such method has been developed using a monoclonal antibody raised against a strain-specific domain of the flagellin subunits of flagella from a model recombinant pseudomonad (Saunders et al. 1990; Morgan et al. 1991). The surface of polystyrene magnetic beads (10 µm) was coated with the monoclonal antibody. By mixing the coated beads with lakewater samples containing the target *Pseudomonas putida*, bead-cell complexes were formed that could be recovered by attraction towards a strong magnet. When re-isolated by standard culture methods, approximately 20% of the initial target population was recovered. This technique represents an initial step in the recovery and detection of specific microorganisms and it is intended that it would be followed by other direct or viable detection techniques (Morgan et al. 1991).

It is clear from the foregoing, admittedly selective, review of the field, that molecular techniques will provide a powerful new tool for future studies. Although the examples provide

have related entirely to the bacterial population, such methods are equally applicable to the total biota. Thus we have seen, in the past few years the use of nucleic acid and protein analysis to assess algal and cyanobacterial populations (particularly toxic species), protozoa and invertebrates, and both coarse and salmonid fish.

THE ROLE OF MODELLING IN POPULATION ANALYSIS

The value of long-term data sets is increasingly recognized as a source of evidence for change, and public concern has recently grown in the "algal quality" of our surface waters. This has resulted, particularly from the occurrence of toxic blooms of cyanobacteria. The challenge facing the freshwater ecologist has been the analysis of both field and experimental data and their incorporation into models which will predict algal succession and whether cyanobacterial blooms are likely to develop. Foremost in this field has been Dr. C. S. Reynolds and his collaborators and the models developed have been in considerable demand by both public and private sector water undertaking and regulators (Reynolds 1987, 1989, 1992; Hilton et al. 1992).

Clearly a wide range of variables control the response of the phytoplankton through temporal scales which range from fractions of a second to decades (Fig. 1). In particular the response of the phytoplankton species may be related in two dimensional diagram to the availability (or lack of) nutrient resources and to hydraulic disturbance (Fig. 2). A clear orientation of species categories is observed. The next stage required the development of a model which predicted algal population response with time. In the past there have been difficulties in attempting to develop both steady-state and statistically-fitted models which could predict the effects of remedial action on lakes and reservoirs. In particular, problems were encountered in transferring the models to water bodies other than that for which they were developed. Reynolds proposed a model based on the fundamental principles of algal response to environmental events, which successfully predicted the maximum observed biomass, the timing of events and a fair approximation of species succession in several lakes. The model was validated against data from a shallow water body which had not been used in its development and further details are provided by Hilton et al. (1992). Environmental factors incorporated into the model include hydraulic flow rates, phosphorus and nitrogen concentrations, the mixed layer volume and depth and the light climate. Known algal species were entered and permitted to grow according to known kinetics related to nutrient availability, grazing and other loss processes. Driving terms were calculated on daily basis and appropriate feedback incorporated.

The model is based on fundamental ecophysiological processes and therefore calibration to adjust parameters is not required. However, reliable prediction can only be made when all relevant processes are included. Whilst early simulation attempts were not always entirely successful they provided useful indications of parameters (e.g., sediment release of phosphorus) which needed to be incorporated. Thus, given the correct nutrient inputs the model correctly

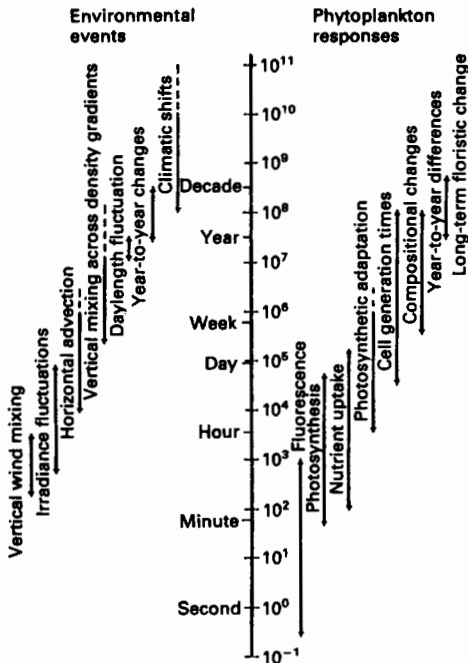


Fig. 1. Scales of variability in phytoplankton communities related to time and environmental factors (from Reynolds 1987).

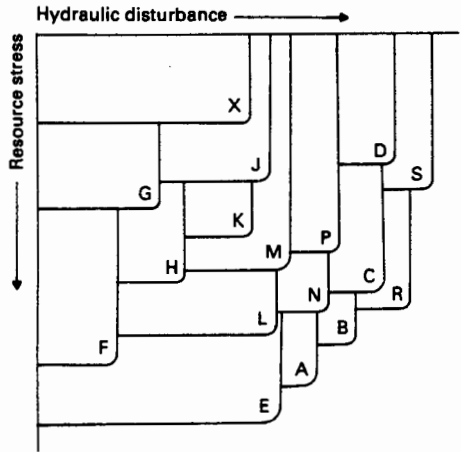


Fig. 2. Approximate distribution of species categories of phytoplankton in relation to the availability of resources and disturbance of the water column (from Reynolds 1987). The categories are:

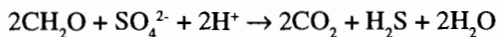
- X nanoplanktonic forms
- Y Cryptophytes,
- A-D *Cyclotella/Asterionella/Stephanodiscus*,
- E₁ *Dinobryon/Synura/Mallomonas*,
- N,P *Melosira/Tabellaria/Staurastrum/Closterium*,
- S *Oscillatoria agardhii redekei*,
- R *Oscillatoria rubescens/isothrix*,
- J *Pediastrum/Oocystis*,
- K *Aphanocapsa/Aphanothece*,
- F *Sphaerocystis/Gemelliscystis*,
- G *Eudorina/Volvox*,
- H *Anabaena/Aphanizomenon/Cylindrospermopsis*,
- L *Ceratium/Peridinium*,
- M *Microcystis*,
- E₂ *Uroglena*

predicts the level of algal biomass, the timing of peak events and the changes in species. Used in conjunction with good chemical and algal data sets the model can direct the limnologist to better understanding of the lake or reservoir system and hence better decision making. Thus the model can be applied to management strategies, such as those required when peak levels of algae were considered to be unacceptably high. The question most frequently posed is that whereas this would reduce the spring algal blooms it would have little effect on biomass later in the year. This would require stabilization of the sediment phosphorus, which could take many years. It is clear that the model will have many applications, including the prediction of the impacts of destratification on algal biomass, the changes in epilimnetic pH levels related to

algal carbon and, eventually the removal of nitrate from reservoirs. We are, therefore, seeing the application of fundamental knowledge to the management of our lakes and reservoirs, through the application of mathematical models.

ACTIVE MANAGEMENT OF WATER BODIES

Successful management of water body does not, necessarily, imply the application of a mathematical model. An understanding of underlying geochemical processes can be used to excellent effect in the reclamation of waters. Recently, chemists at this Institute were asked to advise on the possible reclamation of lakes which had been formed as result of sand and gravel abstraction. The lakes were fed by ground water which, unfortunately, percolated through pyrite bearing rocks. The activity of sulfide oxidizing bacteria resulted in the generation of H_2SO_4 and lake with water of pH 3.0 or less. In the past the standard treatment for acidic water has been the addition of lime (CaCO_3) but this can only provide a short term solution. The acid will continue to be generated by bacterial activity and the CaCO_3 will be titrated away. Davison (1986) and Davison et al. (1989) reported the treatment of such a water body with a combination of both lime and organic matter. The pH was first raised to circum-neutral by the addition of lime and then sewage sludge was applied over the bottom of the lake to act as a filter which reduced the sulfate to sulphide. This acted as a self-regulating system which provided a longer term solution which might be simply expressed by the equation



Needless to say, re-oxidation of the sulfide would generate an equivalent amount of acid and therefore it is essential that the reduced product is removed from the system (e.g., by precipitation).

Sulfate reduction is not the only anaerobic process which can generate acid neutralizing capacity in lakes and reservoirs. Denitrification, manganese and iron reduction can also consume protons but the processes of aerobic respiration and methanogenesis remain essentially neutral. In all cases a mechanism for the removal of reduced end-product must be incorporated if the change in pH in to be permanent. Reduction of nitrate to NH^+ and MnO_2 to Mn^{2+} would require export via the outflow, N_2 gas may be lost to the atmosphere and the production of FeS would account for both reduced iron and sulfate.

Having established that manipulation of biogeochemical cycles could contribute to the beneficial management of extremely acid man-made lakes, Davison (1987) turned his attention to the improvement of upland water bodies of lesser acidity. These lakes owed their acidity

largely to a combination of acid precipitation and local geological conditions, and generally exhibited an impoverished flora and fauna, particularly a poor fish population. Clearly, it would not be possible, nor acceptable, to treat such lakes with sewage sludge and therefore an alternative strategy for the generation of acid-neutralising-capacity was required. The options considered are summarized in Table II and the underlying assumptions and arguments areas follow. The two carbonate additions (calcium and sodium), respectively, may result in incomplete dissolution and would be very expensive. The addition of foreign organic matter may be environmentally unacceptable and would require burial and no re-oxidation. The addition of nitrate, again assumes burial and recycling of inorganic nitrogen species via nitrification. The addition of phosphate, however, appears to be extremely attractive. The large quantity of base produced assumes assimilation of the phosphate by primary producers which in turn sediment and are decomposed. Sedimentation is assumed to be sufficient to generate an anoxic zone within the sediment (a depth of 1 to 3 mm is usually sufficient) and the base is generated by anaerobic respirations, particularly sulfate-reduction. It is further assumed that the major end-product is FeS, that there is no biological or chemical reoxidation and that therefore, the system is not limited in sulfur, iron or nitrogen. Clearly, there are many assumptions involved but the rewards would be considerable in terms of lake recovery. At the time of writing the first trial phosphate additions have been completed and an increase in pH observed within the lake. However, these events coincided with unusually hot, dry weather, and a considerable lowering of the water level. Therefore it will be some time before it will be possible to determine the contribution of the phosphate to the reduction in acidity.

Table II. Comparison of the options available for neutralization of acidic lakes and reservoirs (from Davison 1987).

Material added	Base production (mole per mole of material added)
Ca CO ₃	2
Na ₂ CO ₃	2
Organic Matter (CH ₂ O)	0.89
Na NO ₃	1
Na ₂ HPO ₄	94

The above is merely one demonstration of the application of fundamental knowledge to the management of, and ultimate benefit of our freshwater systems. I believe that, as lakes, reservoirs and rivers are faced with ever increasing pressures from man's activities, at the local and the global scale, it is incumbent upon freshwater scientists to apply their knowledge to provide long term solutions to our environmental problems.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Drs. R. Pickup, A. Morgan, C. S. Reynolds, J. Hilton and W. Davison for valuable discussions, the organizers of the Symposium and, particularly, Dr. A. A. Mariazzi for their hospitality and assistance, and the British Council for financial support.

REFERENCES

- Amman R. I., Krumholz L. & Stahl D. A. 1990a. Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology. *J. Bacteriol.* 177:762-770.
- Amman R. I., Binder B. J., Olsen R. J., Chrisholm S. W., Devereux R. & Stahl D. A. 1990b. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analysing mixed microbial populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:1919-1925.
- Brayton P. R. & Colwell R. R. 1987. Fluorescent antibody staining method for enumeration of viable environmental *Vibrio cholerae* O1. *J. Microbiol. Meth.* 6:309-314.
- Brayton P. R., Tamplin M. L., Huq A. & Colwell R. R. 1987. Enumeration of *Vibrio cholerae* O1 in Bangladesh waters by fluorescent-antibody direct count. *Appl. Environ. Microbiol.* 53:2862-2865.
- Colwell R. R., Brayton P. R., Grimes D. J., Roszak D. R., Huq S. A. & Palmer L. M. 1985. Viable but non-culturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: implications for the release of genetically engineered microorganisms. *Biotechnol.* 3:817-820.
- Davison W. 1986. Sewage sludge as an acidity filter for groundwater-fed lakes. *Nature* 322 (No 6082):820-822.
- Davison W. 1987. Internal elemental cycles affecting the long-term alkalinity status of lakes: implications for lake restoration. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49/2:186-201.
- Davison W., Reynolds C. S., Tipping E. & Needham, R. F. 1989. Reclamation of acid waters using sewage sludge. *Environ. Pollut.* 57:251-274.
- Fredrickson J. K., Bezdicek D. F., Brickman F. J. & Li S. W. 1988. Enumeration of mutant bacteria in soil by using a most-probable-number DNA hybridization technique and antibiotic resistance. *Appl. Environ. Microbiol.* 54:446-453.
- Gillet J. W., Levin S. A., Harwell M. A., Andow D. A., Alexander M. & Stern, A. M. 1984. *Potential impacts of environmental release of biotechnology products: assessment, regulation and research needs*. Ecosystems Research Center, Cornell University, Ithaca.
- Hilton J., Irish A. E. & Reynolds C. S. (in press). Active reservoir management: a model solution. In: *Eutrophication: research and application to water supply*. Ed.: D. W. Sutcliffe & J. G. Jones.
- Mason J. & Burns R. G. 1990. Production of a monoclonal antibody specific for a *Flavobacterium* species isolated from soil. *FEMS Microbiol. Lett.* 73:299-308.

- Morgan J. A. W., Winstanley C., Pickup R. W., Jones J. G. & Saunders J. R. 1989. Direct phenotypic and genotypic detection of a recombinant pseudomonad population in lake water. *Appl. Environ. Microbiol.* 55:2537-2544.
- Morgan J. A. W., Winstanley C., Pickup R. W. & Saunders J. R. 1991. The rapid immunocapture of *Pseudomonas putida* cells from lakewater using bacterial flagella. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:503-509.
- Ogram A., Saylor G. S. & Barkay, T. 1988. DNA extraction and purification from sediments. *J. Microbiol. Meth.* 7:57-66.
- Pickup R. W., Simon B. M., Jones J. G., Saunders J. R., Carter J. K., Morgan J. A. W., Winstanley C. & Raitt F. C. 1990. Survival of laboratory and freshwater bacteria carrying an extrachromosomal *xyIE* gene in freshwater microcosms. In: *Bacterial Genetics in Natural Environments*. Ed.: J. C. Fry & M. J. Day. Chapman & Hall, London, pp. 89-99.
- Ratray E. A., Prosser J. I., Killham K. & Glover I. A. 1990. Luminiscense based nonextractive technique for *in situ* detection of *Escherichia coli* in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:3368-3374.
- Reynolds C. S. 1987. Community organization in the freshwater plankton. In: *Organization of communities: past and present*. Ed.: J. H. R. Gee & P. S. Giller. Blackwell, Oxford, pp. 297-325.
- Reynolds C. S. 1989. Lake Communities : An approach to their management for conservation. In: *The scientific management of temperate communities for conservation*. Ed.: I. F. Spellerberg, F. B. Goldsmith & M. G. Morris. Blackwell, Oxford, pp.199-225.
- Reynolds C. S. (in press). Eutrophication and management of planktonic algae : What Vollenweider couldn't tell us. In: *Eutrophication: research and application to water supply*. Ed.: D. W. Sutcliffe & J. G. Jones.
- Rozsak D. B. & Colwell R. R. 1987. Survival strategies of bacteria in the natural environment. *Microbiol. Rev.* 51:365-379.
- Saunders J. R., Morgan J. A. W., Winstanley C., Raitt F. C., Carter J. P., Pickup R. W., Jones J. G. & Saunders V. A. 1990. Genetic approaches to the study of gene transfer in microbial communities. In: *Bacterial genetics in natural environments*. Ed.: J. C. Fry & M. J. Day. Chapman & Hall, London, pp. 3-21.
- Saylor G. S. & Layton A. C. 1990. Environmental application of nucleic acid hybridization. *Annu. Rev. Microbiol.* 44:625-648.
- Sommerville C., Knight I. T., Straube W. L. & Colwell R. R. 1989. Simple rapid method for the direct isolation of nucleic acids from aquatic environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 55:548-554.
- Steffan R. J. & Atlas R. M. 1988. DNA amplification to enhance the detection of genetically engineered bacteria in environmental samples. *Appl. Environ. Microbiol.* 54:2185-2191.
- Steffan R. J. & Atlas R. M. 1990. Solution hybridization assay for detecting genetically engineered microorganisms in environmental samples. *Biotechniques* 8:316-318.
- Steffan R. J., Breen A., Atlas R. M. & Saylor G. S. 1989. Application of gene probe methods for monitoring microbial populations in freshwater ecosystems. *Can. J. Microbiol.* 35:681-685.
- Sussman M., Collins C. H., Skinner F. A. & Stewart-Tull D. E. 1988. *The release of genetically-engineered microorganisms*. Academic Press, London.

ICE DIATOM ASSEMBLAGES FROM THE ARCTIC

Michel POULIN

Research Division
Canadian Museum of Nature
P.O. Box 3443, Station D, Ottawa
Ontario K1P 6P4, Canada

RESUMEN: ASOCIACIÓN DE DIATOMEAS DEL HIELO ÁRTICO.- Las algas microscópicas forman asociaciones "óptimas" en las capas inferiores del hielo del mar Artico. Estas asociaciones están representadas por diatomeas bénticas marinas que constituyen al menos el 85% de la microflora, y pertenecen a los géneros *Navicula*, *Nitzschia* y *Pinnularia*. El examen de colecciones originales y actuales de diatomeas del hielo, muestra que *Navicula kryophila*, descrita por primera vez por Cleve (1883), no concuerda con el concepto genérico de *Navicula* debido a discrepancias morfológicas (e.g., plástidos, áreas, estrías). Por lo expuesto, se propone un género monotípico nuevo, *Craspedopleura* Poulin, que incluye a *C. kryophila* (Cleve) Poulin, que se caracteriza por presentar dos plástidos con forma de plato, elongados y con incisiones, sternas (áreas laterales) prominentes, externamente cubiertos por depresiones poco profundas (estriación fantasma) y estrías multiseriadas marginales. Este taxón es endémico de asociaciones de algas del hielo marino en regiones circumpolares del Artico, y nunca ha sido citado para el Antártico.

ABSTRACT: Microscopic algae form healthy assemblages in the bottom layers of Arctic sea ice were studied. These bottom ice assemblages are mainly represented by marine benthic diatoms that account for at least 85% of the microflora, and are dominated by *Navicula*, *Nitzschia* and *Pinnularia*. The examination of past and modern ice diatom collections reveals that *Navicula kryophila*, first described by Cleve (1883) no longer agrees with the generic concept of the genus *Navicula*, because of major morphological discrepancies (e.g., plastids, areas, striae). Thus, a new monotypic genus has been proposed, *Craspedopleura* Poulin, to include *C. kryophila* (Cleve) Poulin, which is characterized by two incised, digitate, elongate plate-like plastids, prominent sterna (lateral areas) externally covered by shallow depressions (ghost striation), and marginal multiseriate striae. This taxon is endemic of sea ice algal assemblages in Arctic circumpolar regions and has never been reported from the Antarctic.

INTRODUCTION

Microscopic algae have the physiological ability to colonize numerous habitats, from hot springs to sea ice, but in the latter environment, the Bacillariophyta (diatoms) usually predominate (Horner 1985; Poulin 1990b; Poulin & Cardinal 1982a, 1982b, 1983; Poulin et al. 1983). These algae may live within cavities adjacent to ice crystals, in the interstitial water

between ice crystals, or they could be associated with the undersurface of the ice. Basically, we can observe three categories of floristic assemblages according to the position of the maximum biomass in the ice column (Horner et al. 1988). Surface assemblages occur at the snow-ice interface resulting from the flooding of the ice surface with seawater (Fukushima 1961; Meguro 1962). Interior assemblages, primarily known from the Antarctic, may correspond to a remnant assemblage of a previous blooming season (Ackley et al. 1979; Hoshiai 1969). Finally, bottom assemblages develop during spring in the lowest layers of the ice (Apollonio 1961; Bunt 1963).

BOTTOM ICE ALGAL ASSEMBLAGES

In the Arctic, bottom ice assemblages start to develop in the fall, but the source from which they enter the ice is still questioned and some hypotheses have been suggested. They have been regarded as elements of the fall phytoplanktonic assemblage colonizing the ice as it first formed. They were also seen as seeding the newly formed ice from drifting pack ice. Finally the action of fall storms, particularly along the shoreline, may contribute to resuspend the sediments allowing diatom cells to colonize the ice. Nevertheless in the fall and winter, cells are scattered throughout the ice even if its thickness increases through a dynamic physical process. In the spring, due to warmer air temperatures and an osmotic pressure gradient, the algae become concentrated in the bottom few centimeters (5-10 cm) primarily associated with the highly developed brine channels network. In response to increasing light regimes, they grow up to maximum biomasses by mid-spring and the assemblages become visible, giving a brownish coloration to the lowest strata of the ice. At the same time, snow melts on the ice surface allowing higher solar radiation to reach the algal assemblages which probably contribute, in addition to weak water movements, to deteriorate the pack ice, releasing by pulse diatom cells to the underlying waters.

Bottom ice algal assemblages are a common phenomenon in marine arctic ecosystems and consist primarily of marine pennate diatoms (Grainger & Hsiao 1982, Horner & Schrader 1982) dominated by *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hassall and *Pinnularia* Ehrenberg (Poulin 1990b). On the other hand, in lower latitudes where the formation of sea ice is an annual process like in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada, centric diatoms constitute the major component of the ice assemblages (Demers et al. 1984). This shift in the species composition can be attributed to different light regimes and ice thickness. For example in the Gulf of St. Lawrence, the thin ice favours the growth of a light-adapted assemblage, while in northern latitudes, the development of a shade-adapted assemblage is prominent (Dunbar & Acreman 1980).

In the Arctic, the restriction of the algal assemblages to the lowest sections of the ice can be explained firstly by high spring light intensities photo-oxidizing the pigments of diatoms that occur in the upper layers (Apollonio 1961). Secondly, they tend to be isolated in the lower

sections through an osmotic pressure gradient in the brine channels (Meguro et al. 1967). Finally due to the highly developed network of brine pockets and capillaries in the lower ice strata (Grant & Horner 1976; Lake & Lewis 1970), the algae are exposed to a larger surface area that can be colonized.

The scattered information reported from the literature on the circumpolar distribution of ice algal assemblages seems to indicate that, whether it is in Alaska, Canada or Russia, the species compositions is very similar, except that dominance may differ from one region to another (Horner & Schrader 1982; Hsiao 1980; Usachev 1949). Cases of endemism were reported by Hsiao (1980) but with increased systematic studies on this microflora it is likely that these endemics will become more widely distributed throughout the arctic region.

Geographical variation can be observed on a small or large scale with patchy distributions of the bottom ice assemblages correlated with light attenuation caused by increased snow cover (Apollonio 1961). On the larger scale, a salinity gradient in the underlying surface waters may emerge as a major environmental factor controlling the abundance of the species forming the assemblage (Poulin et al. 1983). Seasonal and annual variations in species dominance and floristic composition are also observed in the bottom ice diatom flora. Seasonal successions may be due to different environmental conditions such as salinity, nitrate levels or light intensity. The variability in species composition between years can be explained by the oceanographic characters of the underlying waters, which vary from year to year (Horner 1981).

SYSTEMATICS

Taxonomic information on ice algal assemblages in the Arctic was initiated by Ehrenberg (1841), followed by a pleiad of diatomists who surveyed various polar sectors. However, only four reports constitute the pioneering base references which include the most relevant taxonomic data on sea ice diatoms (Cleve 1883; Cleve & Grunow 1880; Grunow 1884; Østrup 1895). Unfortunately the nomenclature associated with diatoms used in these previous documents are, for the most part, obsolete and should be checked against recent taxonomic treatments (Medlin & Round 1986; Poulin 1990a, 1991, In press; Poulin & Cardinal 1982a, 1982b, 1983).

In the recent classification system developed for diatoms by Round et al. (1990), the Bacillariophyta is comprised of three main classes: Coscinodiscophyceae (centrics), Fragilariophyceae (araphid pennates) and Bacillariophyceae (raphid pennates). The latter is characterized by having feather-like striae and either a raphe or a sternum (axial area), and contains the Eunotiophycidae and the Bacillariophycidae. In the Naviculales (Bacillariophycidae), several families have been recognized or proposed by Round et al.

(1990). First, the Naviculaceae, which comprises the largest number of taxa occurring in arctic ice algal assemblages, now represents a fairly well circumscribed group (e.g., *Navicula*, *Haslea* Simonsen) that is characterized by linear or lanceolate valves with uniseriate striation consisting of external, apically elongate, slit-like areolae. Pinnulariaceae, another important family, is featured by linear to elliptical valves with multiseriate striation, that is usually alveolate and occasionally interrupted by lateral sterna. Finally, the resurrected Pleurosigmataceae is the third important group of Arctic ice assemblages (e.g., *Gyrosigma* Hassall, *Pleurosigma* W. Smith) and is recognizable by having sigmoid valves like the raphe system, ornamented by areolae arranged in longitudinal and transverse striae, or in decussate rows, with prominent central bars internally bordering the nodule. These last three families contain most of the diatom taxa inhabiting the bottom ice assemblages in the Arctic (Poulin & Cardinal 1982a, 1982b).

A better knowledge of the systematic and taxonomic aspects of these ice diatoms are highly requested by ecologists and geologists who are conducting research programmes in the Arctic. Our research programme on Canadian Arctic sea ice diatoms aims at updating the nomenclature of taxa, typifying species in agreement with the botanical code, amending diagnoses by detailed observations and photographs taken with conventional optics and scanning and transmission electron microscopes, and describing the plastidial structure (Poulin 1990a, 1991, In press).

The pennate genus *Navicula* dominates the bottom ice diatom assemblages of the Canadian Arctic and is characterized by having two girdle-appressed plastids, one on either side of the apical plane. Its valves are lanceolate to linear in outline and the striae are uniseriate containing apically elongate, slit-like areolae. Internally a thickened raphe-sternum is present. The external central raphe endings are simple and expand into pores or hooks, whereas the terminal ones are slightly to strongly hooked.

From samples collected during the Swedish Arctic Expedition of the Vega, Cleve (1883) described *Navicula kryophila*, from the sea ice offshore Cape Vankarem, in Russia, and also *N. gelida*, for which he noted that the specimen could perhaps be considered as a variety of *N. kryophila*. Later both taxa were transferred by Cleve (1894) to the genus *Caloneis* Cleve. More recently, Poulin & Cardinal (1982b) restored *N. kryophila* including *N. gelida* in synonymy, although following a current taxonomic study, Poulin (In press) has now described a new monotypic genus to include Cleve's original species as *Craspedopleura kryophila* (Cleve) Poulin.

The examination of living cells of *Craspedopleura kryophila* reveals two elongate plate-like chloroplasts extending onto the valve face. Each plate is incised on its apical axis, digitate and connected by a narrow isthmus. Cleaned materials show valves that are broad and lanceolate with cuneate obtuse or subrostrate apices (Fig. 1-4). The raphe system consists of two straight branches (Fig. 4). In SEM the internal valves show the raphe ending centrally in a slightly deviated fissure and terminating at the poles in apically oriented helictoglossae (Fig.

4, 7). Externally, the central raphe endings form elongate, tear-drop shaped grooves, while at the poles the raphe endings continue into a terminal fissure obliquely deviated (Fig. 5).

Hyaline areas are the most prominent characteristic of this species, and are observed in LM as well developed, broad, semi-lanceolate sterna (lateral areas) (Fig. 1-4). Another feature of interest is the false areolation pointed out by Cleve (1883). In SEM, this pseudo-striation only occurs on the external valve face, and consists of irregular, shallow depressions in the silica matrix, which result in a pseudo appearance of a striation or ghost striae (Poulin In press) (Fig. 5, 6). This observation is also confirmed in TEM, the unperforate depressions forming the ghost striation contrasting clearly with the full perforate poroid plates of the true striae.

Finally, the striation is also unique, consisting of a narrow band of approximately 5 μm in width along the edge of the valve (Fig. 6). These marginal striae are interrupted by the broad sterna and restart near to the raphe-sternum (Fig. 4). The nature of the striation corresponds to an external elongate poroid plate and an internal elongate foramen of an equal length, and is called multiseriate (Fig. 6, 7). In LM, the poroids are invisible so the striae appear structureless (Fig. 1-3).

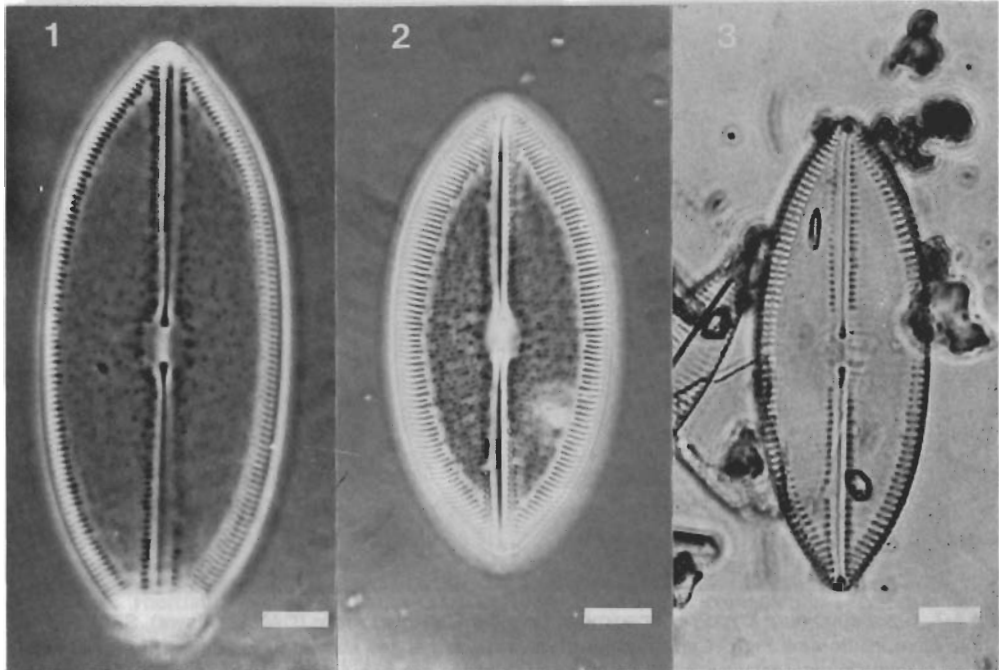


Fig. 1-3. *Craspedopleura kryophila*, phase contrast optics. Scale bars = 10 μm . Specimen in valve view showing morphological variation of valve features.

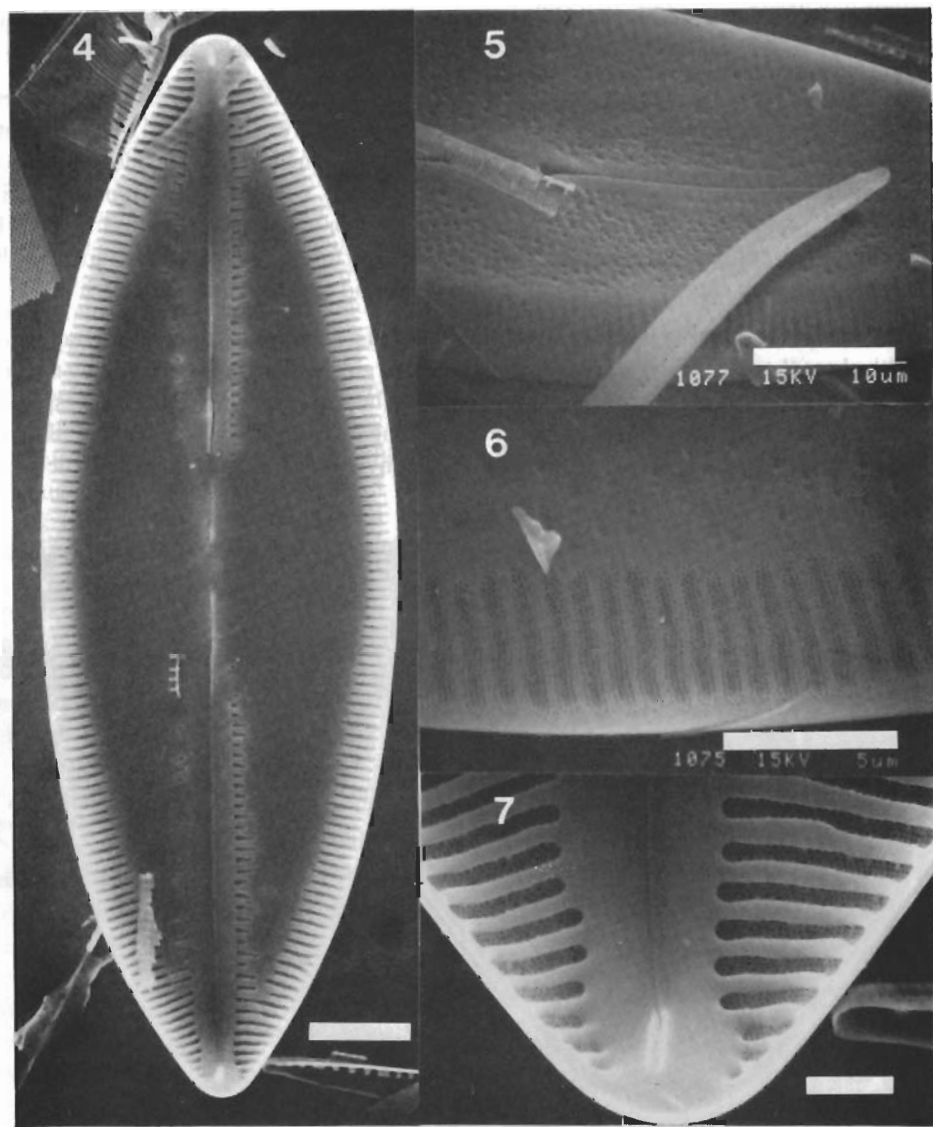


Fig. 4-7. *Craspedopleura kryophila*, specimens from the Canadian Arctic (CANA, Ottawa), SEM. Fig. 4 Whole valve, inside view. Fig. 5. Central region of valve in external view showing ghost striae. Fig. 6. Marginal section of valve in external view. Note the multiseriate striae and some depressions forming ghost striae. Fig. 7. Inside view of apical region showing an helictoglossa, thick virgae and foramen. Scale bars: 10 μm (Figs. 4, 5), 5 μm (Fig. 6), 2 μm (Fig. 7).

Craspedopleura shares some common valve features with some marine *Pinnularia*. In the latter, the striae are not alveolate as observed in *P. viridis* (Nitzsch) Ehrenberg, but strictly multiseriate, the external valve surface being covered by rows of minute poroids forming the striae. Still the major distinctions are the chloroplasts, the marginal ring of striae and the ghost striation over the broad semi-lanceolate sterna.

Craspedopleura kryophila is known only from higher latitudes in the Northern Hemisphere and has been recorded from Russia, Svalbard and the Canadian Arctic, with a subarctic disjunct assemblage in Hudson Bay. Additional phytogeographical information about this endemic ice diatom is expected because its circumscription has been clarified which reduces misidentification.

ACKNOWLEDGEMENTS

I thank Dr. Hugo L. López, president of the organizing committee, for having invited me to address this lecture during the II Reunión Argentina de Limnología, held in La Plata in November 4-8, 1991. I am also grateful to the Canadian Museum of Nature who made my visit possible to Argentina through a research grant. Finally I thank Mr. Paul B. Hamilton for improving the text.

REFERENCES

- Ackley S. F., Buck K. R. & Taguchi S. 1979. Standing crop of algae in the sea ice of the Weddell Sea region. *Deep-Sea Research* 26:269-281.
- Apollonio S. 1961. The chlorophyll content of Arctic sea ice. *Arctic* 14:197-200.
- Bunt J. S. 1963. Diatoms of Antarctic sea-ice as agents of primary production. *Nature* 199:1255-1257.
- Cleve P. T. 1883. Diatoms collected during the expedition of the Vega. *Vega-Expeditionens Vetenskapsliga Iakttagelser* 3:455-517.
- Cleve P. T. 1894. Synopsis of the naviculoid diatoms. Part 1. *Kongliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar* 26:1-194.
- Cleve P. T. & Grunow A. 1880. Beiträge zur Kenntniss der arctischen Diatomeen. *Kongliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar* 17:1-121.
- Demers S., Therriault J.-C. & Descolas-Gros C. 1984. Biomasse et composition spécifique de la microflore des glaces saisonnières: influences de la lumière et de la vitesse de congélation. *Marine Biology* 78:185-191.
- Dunbar M. J. & Acreman J. C. 1980. Standing crops and species composition of diatoms in sea ice from Robeson Channel to the Gulf of St. Lawrence. *Ophelia* 19:61-72.

- Ehrenberg C. G. 1841. Einen Nachtrag zu dem Vortrage über Verbreitung und Einfluß des mikroskopischen Lebens und Süd- und Nord-Amerika. *Deutsche Akademie der Wissenschaften zu Berlin, Monatsberichte 1841*:202-207.
- Fukushima H. 1961. Preliminary reports of the biological studies on coloured ocean ice. *Antarctic Record 11*:164.
- Grainger E. H. & Hsiao S. I. C. 1982. A study of the ice biota of Frobisher Bay, Baffin Bay, 1979-1981. A report prepared for Esso Resources Canada Limited and Canterra Energy Limited (formerly Aquitaine Company of Canada Limited). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1647*:1-128.
- Grant W. S. & Horner R. 1976. Growth responses to salinity variation in four arctic ice diatoms. *Journal of Phycology 12*:180-185.
- Grunow A. 1884. Die Diatomeen von Franz Josef-Land. *Denkschriften der Akademie der Wissenschaften, Wien. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse 48*:53-112.
- Horner R. A. 1981. Ecology and productivity of Arctic sea ice diatoms. In: *Proceedings of the sixth symposium on recent and fossil diatoms*. Ed.: R. Ross. Otto Koeltz, Koenigstein, Germany. pp. 359-369.
- Horner R. A. 1985. Ecology of sea ice microalgae. In: *Sea ice biota*. Ed.: R. A. Horner. CRC Press, Boca Raton, USA. pp. 83-103.
- Horner R. A. & Schrader G.C. 1982. Relative contributions of ice algae, phytoplankton, and benthic microalgae to primary production in nearshore regions of the Beaufort Sea. *Arctic 35*:485-503.
- Horner R. A., Syvertsen E. E., Thomas D. P. & Lange C. 1988. Proposed terminology and reporting units for sea ice algal assemblages. *Polar Biology 8*:249-253.
- Hoshiai T. 1969. Ecological observations of the coloured layer of the sea ice at Syowa Station. *Antarctic Record 34*:60-72.
- Hsiao S. I. C. 1980. Quantitative composition, distribution, community structure and standing stock of sea ice microalgae in the Canadian Arctic. *Arctic 33*:768-793.
- Lake R. A. & Lewis E. L. 1970. Salt rejection by sea ice during growth. *Journal of Geophysical Research 75*:583-597.
- Medlin L. K. & Round F. E. 1986. Taxonomic studies of marine gomphonemoid diatoms. *Diatom Research 1*:205-225.
- Meguro H. 1962. Plankton ice in the Antarctic Ocean. *Antarctic Record 14*: 72-79.
- Meguro H., Ito K. & Fukushima H. 1967. Ice flora (bottom type): a mechanism of primary production in polar seas and the growth of diatoms in sea ice. *Arctic 20*:114-133.
- Østrup E. 1895. Marine diatoméer fra østgrønland. *Meddelelser om Grønland 18*:397-476.
- Poulin M. 1990a. Sea ice diatoms (Bacillariophyceae) of the Canadian Arctic. 1. The genus *Stenoneis*. *Journal of Phycology 26*:156-167.
- Poulin M. 1990b. Ice diatoms: the Arctic. In: *Polar marine diatoms*. Ed.: L.K. Medlin & J. Priddle. British Antarctic Survey, Cambridge, UK. pp. 15-18.
- Poulin M. 1991. Sea ice diatoms (Bacillariophyceae) of the Canadian Arctic. 2. A taxonomic, morphological and geographical study of *Gyrosigma concilians*. *Nordic Journal of Botany 10*:681-688.

- Poulin M. In press. *Craspedopleura* (Bacillariophyta), a new diatom genus of arctic sea ice assemblages. *Phycologia*.
- Poulin M. & Cardinal A. 1982a. Sea ice diatoms from Manitounuk Sound, southeastern Hudson Bay (Quebec, Canada). I. Family Naviculaceae. *Canadian Journal of Botany* 60:1263-1278.
- Poulin M. & Cardinal A. 1982b. Sea ice diatoms from Manitounuk Sound, southeastern Hudson Bay (Quebec, Canada). II. Naviculaceae, genus *Navicula*. *Canadian Journal of Botany* 60:2825-2845.
- Poulin M. & Cardinal A. 1983. Sea ice diatoms from Manitounuk Sound, southeastern Hudson Bay (Quebec, Canada). III. Cymbellaceae, Entomoneidaceae, Gomphonemataceae, and Nitzschiaceae. *Canadian Journal of Botany* 61:107-118.
- Poulin M., Cardinal A. & Legendre L. 1983. Réponse d'une communauté de diatomées de glace à un gradient de salinité (Baie d'Hudson). *Marine Biology* 76:191-202.
- Round F. E., Crawford R. M. & Mann D. G. 1990. *The diatoms*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 1-747.
- Usachev P. I. 1949. The microflora of polar ice. *Trudy Instituta Okeanologii* 3:216-259.

CONSECUENCIAS DE LA ACUMULACION DE SEDIMENTOS EN LAGOS ARTIFICIALES DE LA ARGENTINA

Eduardo KRUSE ¹ y Ricardo CASANOVA ²

¹ Universidad Nacional de La Plata
^{1,2} Agua y Energía, Alem 1134, 5^a piso,
1001 Buenos Aires, Argentina

ABSTRACT: SEDIMENT DEPOSITION CONSEQUENCES AT RESERVOIRS IN ARGENTINA.- Studies on some artificial lakes situated in hilly areas in Argentina are analyzed. Both hydrology and biology are influenced by sediments transported to the reservoirs. The morphological evolution of the reservoirs involves not only the loss of storage capacity, but also positive as well as negative impacts on the environment. The experiences and observations reviewed show the need of a regional hydrologic analysis of the drainage basins and a detailed monitoring of the variations in sediment input and deposition. Surveys of the transport, accumulation and location of reservoir deposits are an important factor in the forecast of the ecological evolution of the areas concerned.

INTRODUCCION

Todo lago constituye un nivel de base transitorio de una red de drenaje. De acuerdo a las condiciones climáticas, hidrológicas, geomorfológicas y tectónicas de la cuenca de drenaje se producirán fenómenos de sedimentación lacustre de distinta intensidad. El proceso de endicamiento de una red de drenaje se puede dar en forma natural, existiendo muestras de ello en cualquier ambiente geológico continental. A su vez la construcción de presas genera lagos artificiales, que siendo proyectados para fines hidroeléctricos, control de crecidas, riego, abastecimiento de agua, navegación o recreación, modifican la distribución del agua superficial y subterránea en el tiempo y espacio en una región.

Toda obra de estas características, trae aparejado un profundo cambio ambiental, provocando una modificación de los ecosistemas, que incluye a la fauna, flora y regímenes hidrológicos. Por otra parte, a partir de la construcción de la presa existe un proceso evolutivo en el embalse, influyendo, entre otros, sobre la biología, la salinidad del agua y también sobre la sedimentación del material sólido que ingresa al lago.

Precisamente el objetivo de la presente comunicación es mostrar la evolución de este último proceso, su incidencia en el ambiente y en el funcionamiento de las obras en distintos

lagos artificiales de la República Argentina. Se basa en la experiencia realizada por un equipo de trabajo que ha tenido a su cargo la ejecución de este tipo de estudios en embalses dependientes de la empresa Agua y Energía Eléctrica, de varias provincias y de organismos interprovinciales. Se mencionan las características fundamentales de algunos embalses en los que dadas las condiciones hidrológicas, geológicas y geomorfológicas, existe un significativo proceso erosivo fluvial en la cuenca y por consiguiente un transporte de abundantes sedimentos hacia el lago.

Para el desarrollo de este trabajo se siguen los lineamientos expresados en la exposición realizada en el Panel de Ambientes Lacustres correspondiente a la II Reunión Argentina de Limnología, efectuada en La Plata en noviembre de 1991. Abarca una descripción general de los procesos de depósito de sedimentos en los lagos, de los relevamientos que se llevan a cabo para caracterizar los procesos y los ejemplos más representativos de la Argentina.

SEDIMENTACION EN LAGOS

La velocidad de escurrimiento y la capacidad de transporte de materiales en suspensión de las corrientes de agua al entrar a un lago se reduce, y en el vaso se produce el asentamiento de prácticamente todos los sedimentos. Sólo en algunos casos la fracción más fina de ellos (arcilla) pueden mantenerse en suspensión y no depositarse. En general se observa que los sedimentos más gruesos (arenas - gravas) se acumulan en el sitio en el cual la corriente entra al lago, formando un delta. El depósito en el cauce se puede extender hacia aguas arriba, debido a que la velocidad y capacidad de transporte de sedimentos de la corriente se va reduciendo

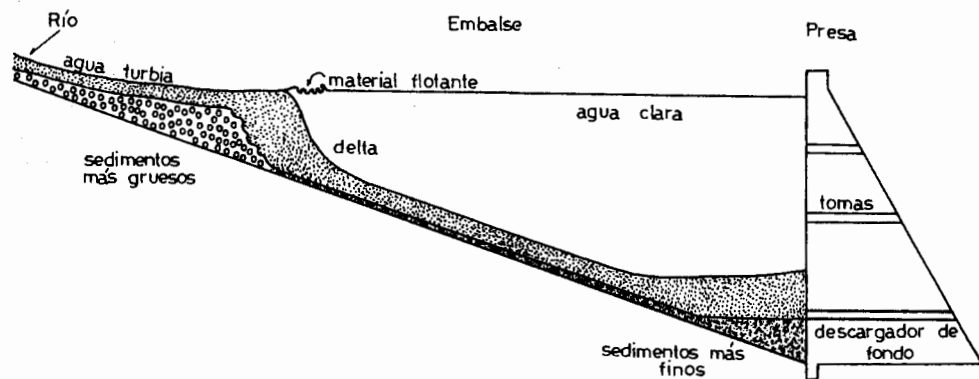


Fig. 1. Representación esquemática del proceso de sedimentación en un embalse.

paulatinamente. Los sedimentos de granometría fina (limos, arcillas) son depositados en toda la longitud del lago. El material más fino (arcillas), susceptible incluso de integrarse a corrientes de densidad, se puede acumular en cantidades importantes al pie de la presa y aún descargar por los vertederos y las tomas.

En la figura 1 se ha representado esquemáticamente el proceso de sedimentación en un embalse. La intensidad y magnitud de este proceso está en función de numerosos factores hidrológicos y geomorfológicos que afectan a la cuenca de drenaje.

RECONOCIMIENTO DE LA SEDIMENTACION EN EMBALSES

Los relevamientos batimétricos de los lagos son la base para reconocer las variaciones en la morfología del fondo y capacidad de las cubetas. El equipo e instrumental requerido depende del tamaño y características particulares de cada embalse. Es práctica general en la gran mayoría de los relevamientos la utilización de instrumental topográfico en la costa y una embarcación con equipos especiales sobre el agua. Estos últimos se componen fundamentalmente de una ecosonda de registro continuo montada en dicha embarcación y de un instrumento para medir distancias de desplazamiento horizontal. Con ello se logra rapidez y precisión en los relevamientos. El trabajo de campo se ajusta a una técnica general previamente determinada en base a los antecedentes cartográficos, fotografías aéreas e imágenes satelitarias de la región.

Existen esencialmente dos métodos para la ejecución de relevamientos batimétricos: el de las curvas de nivel y el de los perfiles. En general se ha optado por la utilización de este último, que consiste en relevar sucesivas secciones rectas transversales al valle del embalse. La parte sumergida se define por medio de una ecosonda y la parte emergida por métodos topográficos convencionales. Para reconocer el desarrollo progresivo de los depósitos sedimentarios, los perfiles, cuya posición es fijada con las mismas bases de referencia, son relevados con diferentes intervalos de tiempo. Este método es más rápido y menos costoso que el de las curvas de nivel, y además estas últimas pueden determinarse posteriormente en base a los perfiles (Casanova & Dalla Salda 1984). A partir de ambas metodologías se establece la distribución de los sedimentos y las variaciones en volumen y área del embalse.

CONSECUENCIAS DE LA SEDIMENTACION (EJEMPLOS)

El reconocimiento de la evolución morfológica de la cubeta permite establecer los cambios que pueden incidir positiva o negativamente sobre el propio embalse y sobre ambientes próximos, independientemente de la finalidad específica de cada obra. Se destacan.

entre otros, la pérdida de volumen y área, y otras alteraciones en los sectores distales (formación del delta) y en el resto del embalse.

En la tabla I (Agua y Energía Eléctrica 1991) se presentan los datos correspondientes a algunos embalses de nuestro país indicándose su capacidad inicial, su pérdida progresiva por efectos de la sedimentación, la tasa de sedimentación anual y el porcentaje que ello representa en el volumen total. A continuación se analizan las características principales de los más representativos.

Tabla I. Sedimentación en embalses.

EMBALSES	PROVINCIA	FECHA	FECHA	VOLUMEN		VOLUMEN	VOLUMEN	PERDIDA
		CIERRE	MEDICION	INICIAL	ACTUAL	SEDIMENTO	PERDIDO	ANUAL
				hm ³	hm ³	hm ³	%	%
Los Sauces	La Rioja	08-29	10-80	18,6	13,0	5,6	30,1	0,6
"	"	"	12-90	"	11,7	6,9	37,0	0,6
Anzulón	"	1939	03-85	32,7	23,5	9,2	28,1	0,6
El Nihuil	Mendoza	—47	01-92	387,5	356,0	31,5	8,1	0,2
Escaba	Tucumán	09-49	08-79	126,1	116,0	10,1	8,0	0,3
"	"	"	05-88	"	111,1	15,0	11,9	0,3
Las Pirquitas	Catamarca	05-62	05-78	65,0	56,0	8,9	13,8	0,9
"	"	"	07-82	"	54,2	10,7	16,5	0,8
"	"	"	05-92	"	44,6	20,4	31,0	1,0
El Cadillal	Tucumán	02-66	11-76	302,0	282,6	19,3	6,4	0,6
"	"	"	11-84	"	250,6	51,4	17,0	0,9
"	"	"	05-88	"	240,8	61,2	20,3	1,1
F. Ameghino	Chubut	04-63	12-81	1836,0	1805,9	30,1	1,6	0,1
Río Hondo	Sgo. Estero	11-67	05-85	1658,0	1425,5	232,5	14,0	0,8
Sumampa	Catamarca	1969	12-82	17,0	15,3	1,7	10,0	0,8
Itiyuro	Salta	1972	04-85	80,0	25,6	54,4	68,0	5,2
Cabra Corral	"	07-73	09-76	3130,0	3047,1	82,9	2,6	0,8
"	"	"	05-83	"	2981,7	148,3	4,7	0,5
"	"	"	06-91	"	2758,4	371,6	13,5	0,7
Agua del Toro	Mendoza	07-77	04-80	376,0	366,6	9,4	2,5	0,9
"	"	"	04-90	"	336,7	39,3	10,5	0,8

1. Itiyuro (Salta).- Probablemente este embalse es el que más llama la atención en la tabla I, dado su rápido atarquinamiento. Se ubica a 6 km de la localidad Salvador Mazza, en el norte de la provincia de Salta, tiene como objetivo principal la provisión de agua a Tartagal. El Río Caparí de régimen torrencial, aporta sus aguas al embalse, abarcando a una cuenca de drenaje de 850 km², desarrollada en un clima tropical cálido con precipitaciones torrenciales que superan los 1000 mm anuales, concentradas en el período estival. En abril de 1985, el volumen de sedimentos acumulados en un período de 13 años alcanzaba los 54 hm³, es decir que el embalse había sufrido una pérdida del 68% de su capacidad inicial. La curva cota-volumen (Fig. 2) ilustra el fenómeno ocurrido en tan corto lapso. Un rasgo relevante lo constituye el volumen depositado en la parte distal de la presa (delta), donde se reconocieron bancos de sedimentos limo-arenosos con espesores de alrededor de 37 m.

En este caso, como consecuencia de la sedimentación, la obra deja rápidamente de cumplir con su finalidad, transformándose en inutilizable y probablemente generadora de efectos secundarios nocivos, como puede ser la pérdida de la capacidad de regulación de las crecidas. En esta situación una solución para la recuperación de la obra, además de carecer de sentido, ya que el proceso se repetiría, sería sumamente costosa. Probablemente un estudio

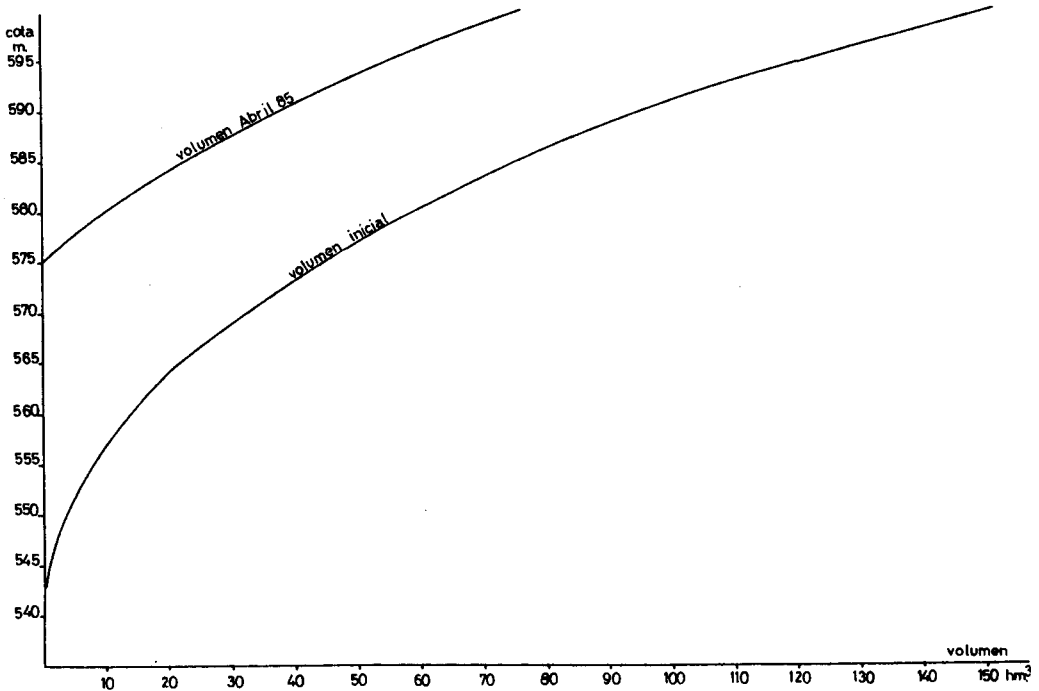


Fig. 2. Curvas cota-volumen inicial y en 1985 del Embalse Itiyuro (Salta).

previo a nivel de cuenca de los aspectos hidrológicos, geológicos y geomorfológicos podría haber advertido acerca de la inconveniencia de un proyecto de estas características en dicha ubicación.

2. Los Sauces (La Rioja).- Esta presa, cuya finalidad esencial es el riego, ha superado ya los 60 años de vida útil. Se ubica aproximadamente a 15 km al nor-noroeste de la ciudad de La Rioja, en el faldeo sudoriental de la Sierra de Velazco. La cuenca de aporte, sometida a condiciones climáticas semiáridas (precipitación media anual: 250 mm), tiene un desarrollo de alrededor de 1200 km², presentando el caudal fluvial que ingresa (Río de Los Sauces) un módulo de 0,6 m³/seg. El embalse ha perdido hasta 1990 un 37% de la capacidad inicial. Además de los problemas originados por el menor volumen de agua disponible para riego, la sedimentación ha afectado las obras de toma y ha ocasionado una disminución significativa de su capacidad de regulación de crecidas.

En este contexto, es necesario analizar la consecuencias que ello puede tener para las edificaciones construidas en la zona de la quebrada aguas abajo de la presa, las que invadieron el cauce original del río como consecuencia de una falta de previsión en las legislaciones vigentes. Si en algún momento el agua pasa por el vertedero, en la quebrada puede ocurrir un desastre. Una situación crítica en tal sentido tuvo lugar en febrero de 1981, en que el nivel del embalse alcanzó a sólo 17 cm por debajo de la cota de vertedero (Lencinas et al. 1990). Si bien situaciones hidrológicas relativamente favorables evitaron una posible catástrofe, debe tenerse en cuenta que crecidas similares, serán progresivamente de mayor peligrosidad dada la menor posibilidad del embalse para regular las avenidas.

3. Cabra Corral (Salta).- Este embalse, de significativa magnitud (Tabla I), que tiene como objetivos fundamentales la generación hidroeléctrica y el riego, se encuentra a una altitud de 945 m.s.n.m., a 80 km de la ciudad de Salta. El clima de la región es semiárido, con precipitaciones que se concentran de diciembre a marzo, siendo el resto del año prácticamente nulas. El cierre se sitúa sobre el Río Juramento, a pocos kilómetros de la junta de los ríos Guachipas y Arias. La cuenca de drenaje abarca a 31920 km², correspondiendo al primero 24640 km² y al segundo 7280 km². Los caudales líquidos provenientes del Río Arias son mayores (módulo 24 m³/seg) que los del Guachipas (6 m³/seg), mientras que ocurre lo contrario con el aporte de material sólido ya que un 60% corresponde a este último (Casanova 1984). En 13 años de vida útil (hasta 1990), el embalse ha perdido un 12% de su capacidad original, con una tasa media de sedimentación equivalente a 21,4 hm³. La distribución de los sedimentos en el embalse permite reconocer tres formas características (Fig. 3): la formación de los deltas en las desembocaduras de los ríos Arias y Guachipas, una capa de sedimentos más o menos uniforme en la parte media del embalse, y un depósito que presenta un brusco aumento de espesor (de 7 a 23 m) en las proximidades de la presa, con una superficie que tiende a ser horizontal. La consecuencia directa del proceso de acumulación de sedimentos es la disminución en la energía disponible en el embalse y la posibilidad de afectación de las obras de tomas.

Como un efecto secundario, se reconocen, en especial sobre el Río Guachipas, fenómenos de anegamiento en zonas de cultivo, por encima de la cota de embalse, como consecuencia de la acumulación de sedimentos en el delta. Dada la condición efluente del agua subterránea en la parte distal del embalse, al incrementarse el nivel de descarga, se elevaron los niveles freáticos. Esto originó los problemas de anegamiento en las áreas deprimidas, hecho que no ocurría con anterioridad.

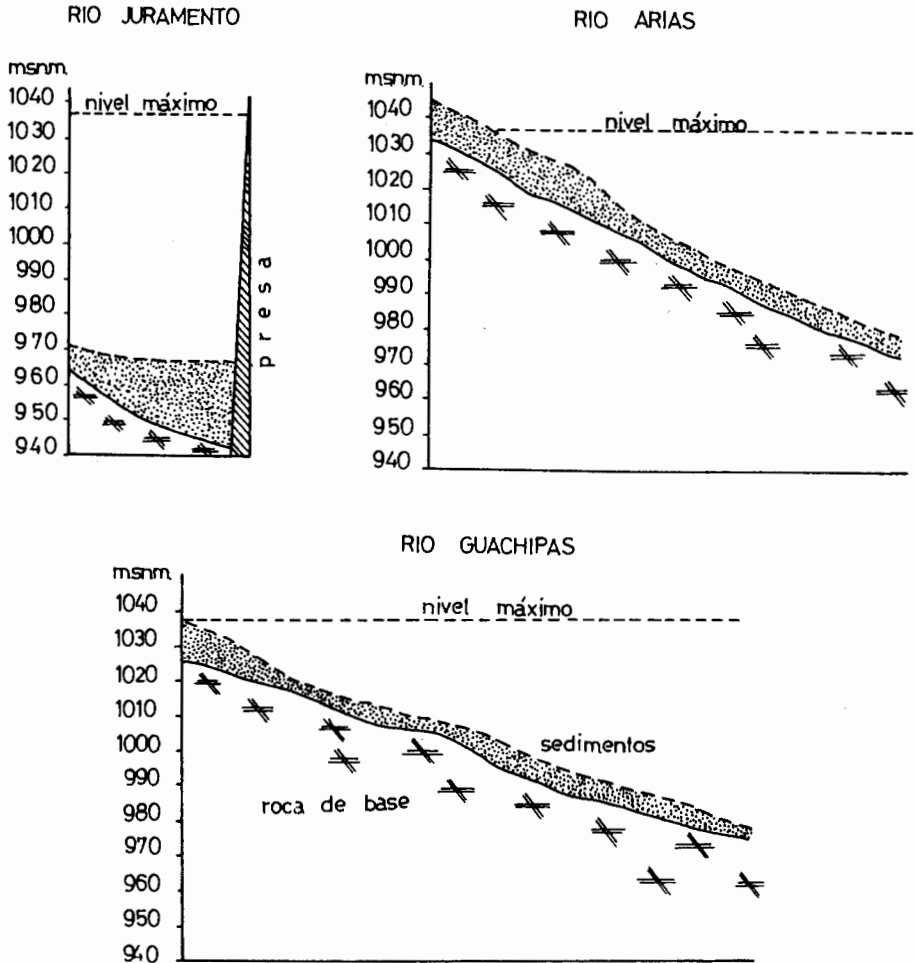


Fig. 3. Formas características de la distribución de los sedimentos en el embalse Cabra Corral, Salta (1991).

4. El Cadillal (Tucumán).- Este embalse, construido para aprovechamiento hidroeléctrico, abastecimiento de agua y control de crecidas, se localiza a 21 km de la ciudad de Tucumán, a una altura de 545 m.s.n.m. Los aportes al embalse corresponden al Río Salí, que presenta un módulo de $15 \text{ m}^3/\text{seg}$ y cuya cuenca tiene un desarrollo de 4700 km^2 , sometida a un clima semiárido.

El volumen sedimentado hasta 1992 alcanza a 70 hm^3 , es decir que en 26 años de funcionamiento ha disminuido en un 25% su capacidad inicial. En este caso, asociado a la pérdida de volumen y área, debe destacarse el impacto originado por el nivel del plano de sedimentación en las proximidades de la presa, que ha alcanzado cotas superiores a los umbrales de las tomas. De esta manera se ha visto comprometida la provisión de agua a la ciudad de Tucumán a través de esos conductos. Además se ha comprobado (Arenas & Casanova 1990) que el descargador de fondo no cumple en forma eficiente con la función de evacuar sedimentos en la zona de las tomas de agua, permitiendo la acumulación de los mismos frente a las rejillas. Se observó que la distribución de los sedimentos está relacionada con las fluctuaciones de los niveles de embalse. Cuando la operación exige grandes descensos del nivel de agua, en ese momento el ingreso de sedimentos da lugar a un avance del material dentro del lago y hacia la presa, ocasionando los problemas citados. Por ello en esos casos es aconsejable planificar un movimiento de embalse que no exija grandes amplitudes en la oscilación de sus niveles.

5. El Carrizal (Mendoza).- Esta presa, que tiene por finalidad la generación eléctrica y el riego, se ubica a alrededor de 60 km de la ciudad de Mendoza. Forma parte de la cuenca del Río Tunuyán, que abarca hasta el embalse aproximadamente 14000 km^2 , desarrollándose en un clima semiárido. La capacidad del embalse se redujo en un término de 20 años en un 12% (Tabla I), mientras que su área lo hizo en un 13%. Para este embalse es posible mencionar algunas particularidades distintivas en relación a aquellos descritos, en los que el aporte sedimentario también es significativo. En este caso no existen depósitos de importancia próximos a la presa, sino que la mayor parte de ellos (un 92% del volumen total de sedimentos) se encuentra en su extremo distal. Ello se manifiesta en una evolución de magnitud en la conformación del delta, lo que significa un notable impacto sobre el ambiente. En cambio, las obras de toma no se encuentran afectadas por la colmatación. Es probable que la característica citada esté en relación con la granometría del material de aporte y la operación del embalse. La erogación de volúmenes importantes para riego y generación en el período agosto-mayo, que incluye a la época de mayor aporte de sólidos, permite que la fracción más fina de sedimentos (arcilla) que se mantiene en suspensión, pase a través de la obra de toma en vez de acumularse en las proximidades de la presa.

6. Agua del Toro (Mendoza).- Este embalse se encuentra a 225 km al sur de la ciudad de Mendoza y a 85 km de San Rafael a un altitud de 1250 m.s.n.m. El cierre se ubica sobre el Río Diamante, cuyo módulo es de $36 \text{ m}^3/\text{seg}$, comprendiendo a una cuenca de 3790 km^2 . El clima es semiárido, siendo la precipitación media anual de 270 mm de lluvia y nieve. En abril

de 1990 la reducción del volumen alcanzó a un 10% del total del embalse. Para este caso deben mencionarse dos consecuencias importantes, una de ellas en las proximidades de la presa y la otra en la parte distal. Con el objeto de prolongar la vida útil del embalse ante el aporte de sedimentos, fueron diseñados un grupo de descargadores del material en suspensión. La operación de estos conductos debía realizarse en forma automática, de acuerdo a la densidad del agua. Ante la imposibilidad de emplear este sistema, la apertura se debe efectuar manualmente. Ello trae una serie de inconvenientes, ya que no se cuenta con información acerca de la densidad del agua que ingresa al lago. En la figura 4 se observa la posición alcanzada por la superficie de los depósitos, próxima a la ubicación de los descargadores. Ello indica que es necesario la maniobra oportuna de los conductos de erogación del material sólido, ya que en caso contrario la acumulación y consolidación del material afectará a los mismos y por lo tanto reducirá la vida útil del embalse.

En la parte distal (depósitos deltaicos) se reconoce el efecto de las fluctuaciones en el nivel de embalse (Fig. 5). El depósito que se produce en niveles máximos es posteriormente erosionado y retransportado hacia sectores más internos del embalse. Como consecuencia de este proceso en períodos de niveles mínimos se ha observado el cierre superficial transitorio del canal del río, siendo el aporte únicamente subterráneo. De esta manera la corriente queda separada del embalse, lo cual afecta a la fauna de ambos ambientes.

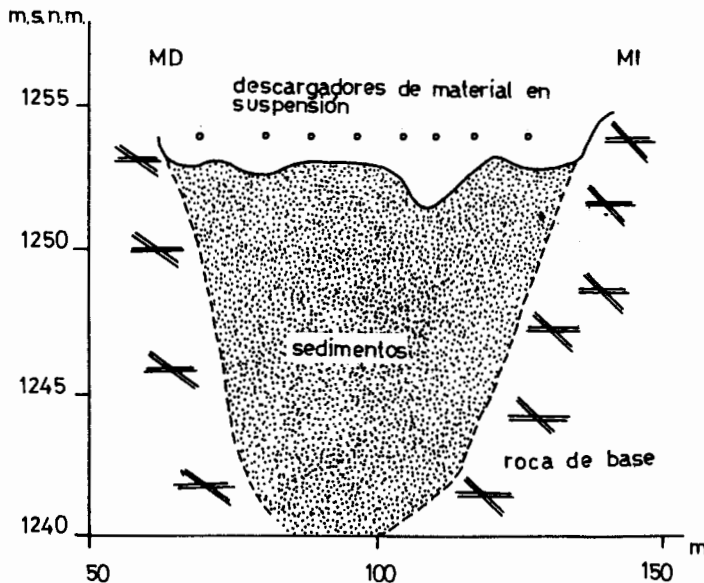


Fig. 4. Perfil transversal paralelo a la presa de Agua del Toro, Mendoza (1991). MD: margen derecho; MI: margen izquierdo.

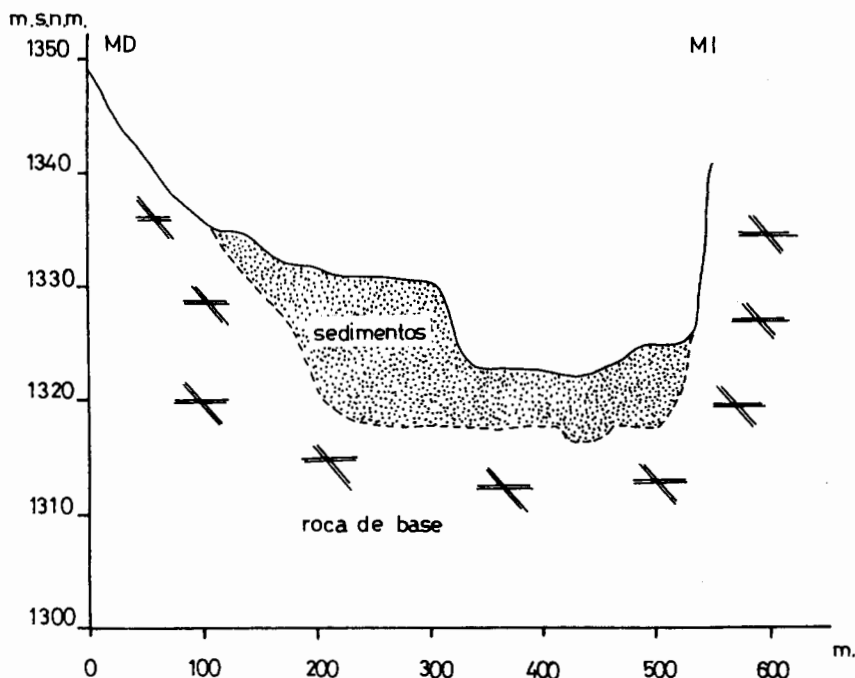


Fig. 5. Perfil transversal en la parte distal (depósitos deltaicos) del embalse Agua del Toro, Mendoza (1990). MD: margen derecho; MI: margen izquierdo.

CONCLUSIONES

El proceso evolutivo derivado del aporte de material sólido a un embalse origina un fuerte impacto que afecta a los fines específicos de la obra construida y al ecosistema en general. La influencia de factores climáticos, geológicos, geomorfológicos e hidrológicos de la cuenca de drenaje determinan la magnitud de los procesos erosivos y las posibilidades de transporte e ingreso de material en el embalse. El análisis de los ejemplos expuestos permite reconocer las siguientes consecuencias típicas del proceso de la acumulación de sedimentos.

1) La disminución de la capacidad y área del embalse, que determina su vida útil, variable según zonas en el mismo.

2) El desarrollo de diferentes relieves del fondo en la parte distal (delta), en sectores intermedios y en las proximidades de la presa de distinta magnitud según las particularidades del embalse.

3) El crecimiento de los deltas, que permite la implantación de ambientes biológicos distintivos es función tanto de la cantidad y granometría del material que ingresa, como del régimen y operación del embalse.

4) Los sedimentos más finos (arcillas) pueden acumularse en las proximidades de la presa o pasar a través de conductos de erogación, determinando de esta manera el grado de afectación de las obras de toma y consecuentemente el desarrollo de fauna y flora en esos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Comisión Organizadora de la II Reunión Argentina de Limnología por el apoyo brindado en el Panel de Ambientes Lacustres, así como también a los responsables de la edición de esta publicación. A su vez se desea agradecer a L. Salvatore por la confección de los gráficos.

BIBLIOGRAFIA

- Agua y Energía Eléctrica 1991. Estadística hidrológica hasta 1990. Tomos I y II. Gerenc. Ing. Buenos Aires.
- Arenas B. & Casanova R. 1990. Estudio de la colmatación del embalse El Cadillal (Provincia de Tucumán). Resum. XIV Congreso Nacional del Agua. Tema 4. Aprovechamientos, presas, embalses y obras menores. Córdoba.
- Casanova R. 1984. Cuantificación de la colmatación del Embalse General Belgrano (Cabra Corral). Resúm. Taller de Erosión y Sedimentación, IADIZA, Mendoza.
- Casanova R. & Dalla Salda H. 1984. Colmatación de embalses. X Congr. Asoc. Argentina Conserv. Medio Ambiente, Buenos Aires, pp. 21-29.
- Lencinas J., Velázquez A., Paolillo H. et al. 1990. Auscultación Presa Los Sauces (Prov. de La Rioja). Gerenc. Ing. y Planeam. Empresa Agua y Energía, Tucumán, pp. 1-49.

MÉTODOS PARA ESTUDIOS HIDROLOGICOS EN UNA CUENCA ENDORREICA

Mario A. HERNANDEZ

Cátedra de Hidrogeología
Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Paseo del Bosque, 1900 La Plata, Argentina

ABSTRACT: METHODS FOR HYDROLOGIC STUDIES IN AN ENDORHEIC BASIN. - A methodology is proposed to perform hydrologic analysis in endorheic basins from areas with insufficient information. From fairly reliable data on the physical environment, the general hydrodynamic behavior is deduced. The latter, in turn, allows development of a plausibilistic mathematical model for estimating exogenous inputs into the system.

INTRODUCCION

Esta contribución intenta describir una metodología utilizada para la investigación hidrológica en la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste, Prov. de Buenos Aires, que podría ser tomada como referencia para el estudio de sistemas lagunares endorreicos desde el punto de vista hidrológico, en comarcas relativamente análogas. El comentario que se sucede no abandona el campo estrictamente metodológico, ya que los resultados fueron oportunamente publicados (González et al. 1990, Roselli et al. 1991, Auge et al. 1991, González et al. 1991, Hernández et al. 1991).

El armazón metodológico general se basa en una serie de premisas que deben ser comprendidas antes del desarrollo particular y que son las siguientes:

a) El ciclo hidrológico involucra en sus distintas fases (oceánica, atmosférica, terrestre superficial, terrestre subterránea) un volumen de agua invariable. El conocimiento del ciclo no puede seccionarse para una fase en particular, a riesgo de introducir en este circuito hídrico, un verdadero cortocircuito conceptual.

b) Cuando el desarrollo del ciclo hidrológico acaece en paisajes de llanura, los fenómenos hidrológicos resultantes indican la preponderancia de los procesos de sentido vertical (infiltración, evaporación, evapotranspiración) sobre los de dinámica sub-horizontal (Kovacs 1983).

c) Dentro de estas premisas, para acceder al conocimiento hidrológico de un sistema endorreico existen facilidades naturales, dadas por la existencia de una descarga única

(atmosférica), simplificándose el balance hidrológico cuando el elemento de tránsito es una laguna o sistema lagunar.

d) La manera de aproximarse al mejor conocimiento del sistema es sin duda la que parte del camino de lo general a lo particular, pero recurriendo a la convergencia de evidencias. Es decir, utilizar múltiples indicadores diagnósticos de tal forma que cuanto más de ellos apunten a un juicio técnico, menor será el umbral de incertidumbre en la valoración. No existen por lo tanto conclusiones en sentido estricto, sino aproximaciones plausibilísticas que serán más certeras en cuanto la incertidumbre sea menor.

e) El peso valorativo será dado por la certidumbre en cada determinación, a partir de diferenciar entre las que tienen por objeto al **medio físico** y las que atañen al **elemento dinámico** (el agua en este caso). No es posible prescindir del conocimiento ajustado del medio físico si se pretende entender el fenómeno hidrodinámico.

A partir de este encuadre metodológico general, se pasa una ligera revista a las metodologías particulares empleadas para acceder al conocimiento del medio y del fenómeno.

EL MEDIO FÍSICO

Los elementos básicos son obviamente cartográficos en el caso del reconocimiento fisiográfico, procedentes del Instituto Geográfico Militar (IGM), Dirección de Geodesia de la Provincia, Dirección de Hidráulica y mapas catastrales y temáticos de diversas escalas y procedencias. Todo ello complementado por mosaicos aerofotográficos 1:20000 y 1:50000, pero especialmente y dado el tamaño de la cuenca (12000 km² más 94000 km² de las cuencas del arroyo Salado, Huascar y Quilcó), por el empleo de imágenes satelitales de distintas épocas, procedentes de los sensores LANDSAT MSS y LANDSAT TM, provistas y en la mayor parte de los casos también procesadas digitalmente e interpretadas por el Centro de Análisis y Procesamiento de Imágenes Satelitarias (CAPDIS) del Ministerio de Obras y Servicios Públicos (MOSP) bonaerense. Estas imágenes resultaron también básicas para otros temas de la investigación, como se verá.

A partir de una detallada marcación de la red de drenaje y reconocimiento de texturas, tonos y formas pudieron discretizarse las distintas subcuencas que componen la endorreica de las Encadenadas del Oeste, y las de los arroyos Huascar, Quilcó, Salado y porción superior de la cuenca del arroyo Vallimanca al cual tributan estas últimas. Ello pese a la reconocida dificultad en delimitar unidades de cuenca en los sectores extramontanos. Inclusive se distinguieron en el área próxima al conjunto de lagunas, y entre los sectores terminales de las cuencas tributarias, comarcas arreicas (sin drenaje encauzado). Para cada una de las cuencas

se midieron las pendientes máximas, mínimas y medias sobre cartografía altimétrica IGM 1:50000, y los índices de compacidad. Se demarcaron también las grandes unidades físicas (sierras, comarca periserrana, llanura alta extraserrana, llanura arenosa, gran valle lagunar y valles fluviales). Estas unidades sirvieron también para enmarcar la definición de las características geológicas superficiales, sobre los antecedentes proporcionados por investigadores de la Universidad del Sur (Torrente & Bonorino 1988, González Uriarte & Navarro 1988), que fueron posteriormente reconocidos en el campo. También la descripción de los horizontes C del mapa de suelos coadyuvó a componer el esquema geológico. Para el caso de la geología de subsuelo, se utilizaron perfiles de perforación, antecedentes y trabajos específicos (Hernández et al. 1975). El cuadro geológico resultante (superficie y subsuelo) posibilitó la calificación hidrogeológica de rocas y sedimentos atendiendo a las propiedades hidrolíticas, pudiendo reconocerse los términos acuíferos, acuitados, acucludos y acuífugos.

El mapa de suelos se adaptó del de dominios edáficos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), entonces inédito, de los borradores del mapa de suelos 1:50000 provistos por el CIRN-INTA, contándose también con la consulta a los investigadores del Centro de Investigaciones de Suelos y Agua de Uso Agropecuario (CISAUA) de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de La Plata. La elaboración se orientó principalmente al agrupamiento según las propiedades de los horizontes "B" desde el punto de vista hidrofísico.

En el caso objeto, la distinción entre el marco regional de suelos Mollisoles, y los Entisoles que dominan en el ámbito lagunar y su entorno, permite advertir sobre una génesis diferente vinculada a distintos materiales originarios y distintos condicionantes geomorfológicos, que en la actualidad está representada por áreas de riesgo hídrico distinguibles (González et al. 1990; González Uriarte & Navarro 1988). Por su estrecha relación con los suelos, se incluye en este rubro el estudio de la vegetación natural, realizado para el Programa por investigadores de las Cátedras de Ecología General y de Pastizales y Estepas de la Facultad de Ciencias Naturales de la UNLP. Las asociaciones vegetales resultaron de gran utilidad por su excelente correlación con las unidades fisiográficas, con la calidad del agua subterránea y especialmente con los pulsos hidrológicos del sistema lagunar.

EL CLIMA

La calificación climática se realizó siguiendo los métodos de Knoché y Borzacov, de Thornthwaite y de Köppen-Geiger (ver González et al. 1990), indicándose en todos los casos que el área objeto se emplaza en plena transición de un tipo de clima subhúmedo a semiárido.

LA HIDROLOGIA

Sin dejar de respetar la ya aludida y reconocida unicidad del fenómeno hidrológico, por razones estrictamente de orden, se detallan las metodologías parciales para los episodios atmosférico, superficial y subterráneo.

La información hidrometeorológica, procedente del Servicio Meteorológico Nacional, fue proporcionada por el Centro de Investigaciones Biometeorológicas (CIBIOM) del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), organismo que también realizó el cálculo de los índices estacionales de Walsh y Lawler (ver Quintela 1987) y una serie de parámetros estadísticos para cada una de las 25 series pluviométricas recopiladas, y el cálculo y graficación de promedios móviles quinquenales y decenales para varias de ellas.

La elaboración propia consistió en la comprobación de la consistencia de las series pluviométricas, analizándoselas por la metodología de dobles acumulaciones con estación tipo y suplementando (cuando correspondiere) por el método ortogonal. Se seleccionaron aquellas que ofrecían a la vez extensión, garantía y representatividad. El paso posterior fue tomar los valores resultantes para cada uno de los tratamientos de balance, y proceder a la repartición estadística areal siguiendo los métodos de media aritmética, curvas isohietas (atendiendo a una eventual incidencia orográfica en cabeceras), polígonos de Thiessen y método de Thiessen modificado. También se realizaron para las series seleccionadas, diagramas de frecuencia-recurrencia, útiles para su seccionamiento en lapsos característicos. De esta manera se consiguió mediante el análisis de las series, promedios móviles multianuales, diagramas de recurrencia e inclusive ocurrencia de excesos y déficit (descrita más adelante), identificar períodos característicos, dentro de los cuales ejecutar los correspondientes balances. Son ellos:

- 1911-1969 (comienza en 1969 un franco período de excesos pluviales respecto a la media de las series)
- 1970-1986 (período de máxima extensión del ciclo húmedo)
- 1911-1930 (período mayormente seco en la serie)
- 1931-1969
- 1911-1986 (período que iguala las series en la mayor cantidad de estaciones seleccionadas)
- xxxx-1986 (máxima extensión de cada serie, de finalidad analítica exclusivamente)

El producto en cada caso fue aplicado a la resolución de los balances hídricos puntuales. Utilizando los datos medios mensuales de cada serie completa se graficaron hietogramas, comparados luego con el período de mayor pluviosidad respecto a la media histórica. Todas las operaciones fueron realizadas con el auxilio de un computador digital tipo IBM PC, utilizando un software estándar, internacionalmente difundido.

Para el cómputo de la variable evapotranspiración se recurrió a conocidas fórmulas semiempíricas de aptitud regional (Thornthwaite, Thornthwaite-Mather, Penmann, Turc,

Coutagne; ver González et al. 1990) privilegiándose la metodología de Thornthwaite-Mather por resultar de carácter conservativo respecto a los resultados, minimizando los excesos de balance. Para el caso de la evaporación directa desde los cuerpos lagunares, se utilizó una composición basada en la fórmula de Penmann contrastada con información de evaporación según tanque tipo "A" (Quintela 1982). De tal manera se llegó a ejecutar balances hídricos de la forma clásica (modulares) y también de forma "enlazada" (mes por mes, año por año de paso continuo), procesándose de forma analítica y gráfica la marcha de los excesos y déficit para la longitud de la serie y para cada uno de los períodos involucrados.

Para el estudio del régimen hidrológico superficial, ante la carencia de series hidrométricas extensas, frecuentes y representativas, se optó por la metodología de considerar a las de mayor longitud y confiabilidad, con la intención de recurrir a modelos de transformación de precipitación en escurrimiento de base determinista que conforman una innovación para la hidrología de llanuras.

A partir de las series de aforos, se consiguió suplementar en base a fórmulas la información faltante en cada caso (Ven Te Chow 1974), utilizando las relaciones de escurrimiento que toman en cuenta, además de la relación puntual, el estado previo del pluviograma. Se llegó a obtener series consistentes para algunos de los cursos tributarios de las lagunas (en este caso los arroyos Pigüé, Guaminí y Sauce Corto), cuyas razones de escurrimiento (utilizando las estaciones pluviométricas de influencia en cada caso, no las mismas para todos) pueden ser aplicadas al resto de los cursos de la misma comarca.

Es aquí donde se recurre a la faz determinista, ya que para poder extrapolar los valores índice a los demás cursos, se utilizan los valores provenientes de la elaboración morfográfica, concretamente los índices de pendiente y compacidad y la relación de forma largo-ancho-superficie de cada cuenca. Con la información del medio físico, se compuso un "árbol de similitudes" (González et al. 1990) a partir del cual sí se aplicó el coeficiente de escurrimiento del arroyo Pigüé al mismo, del arroyo Guaminí al mismo y al Pul, Cochicó y del Venado y del arroyo Sauce Corto al mismo y a los arroyos Cura-Malal Grande, Quinguá-Pescado y Huascar. Para las áreas arreicas situadas a modo de triángulo con vértice aguas arriba en la porción terminal de los afluentes al sistema lagunar, se utilizaron coeficientes reducidos compensados, minimizados en el caso del sector nororiental medanoso, que además de arreico presenta características de máxima infiltración.

Como principal elemento artificial integrado al problema del complejo lagunar, debe mencionarse la presencia del canal Ameghino de 93 km que intercepta parcialmente el flujo de la cuenca del arroyo Salado (tributario natural de la cuenca del arroyo Vallimanca, exógena) y cuya habilitación data de 1975 (en forma completa de 1978). Este canal colecta aguas exógenas al sistema y durante un cierto lapso habría influido en el régimen hídrico del mismo,

en una cuantía que pudo estimarse a través de esta metodología. Otras obras existentes vinculan entre sí a las lagunas o pretenden regular el paso de agua de una a otra, además de un canal recientemente construido para aliviar las crecidas en el sistema lagunar, trasvasando por encima de una cota crítica caudales reducidos hacia la cuenca del Vallimanca (Saravia et al. 1987). Desde su construcción ha funcionado muy poco tiempo por falta de obras complementarias y mantenimiento (canal laguna Inchauspe - laguna Pay Lauquen).

Otra componente de la fase superficial del ciclo hidrológico lo constituye el conjunto de lagunas que ocupan el centro de la cuenca y que en una secuencia topográfica NE-SO son las de Alsina-Inchauspe, Cochicó, del Monte, La Dulce, del Venado, La Paraguaya, El Alpataco y Epecuén. Para el tratamiento cuantitativo de este conjunto se recurrió a información limnimétrica histórica facilitada por la Dirección Provincial de Hidráulica, y a imágenes satelitarias propiedad del CAPDIS. Estas últimas permitieron el cálculo de la superficie para distintos momentos (por recuento digital de pixels), que como en toda comarca llana varía sustancialmente con la altura alcanzada. Con los registros limnimétricos y las superficies correspondientes a las fechas de cada escena satelital, se construyeron y ajustaron curvas superficie-altura-volumen, básicas para el análisis de la dinámica lagunar, seguimiento de los trasvases de una a otra y fundamentalmente, alimentar el modelo que reproduce el funcionamiento hidrológico.

La fase hidrológica subterránea requiere en este caso para su conocimiento, la identificación de los términos acuíferos que conforman el sistema. Se trató de distinguir geoméricamente el sector de variación correspondiente a la zona no saturada (ZNS), la capa freática y la posible sucesión de acuíferos semiconfinados o confinados subyacentes. El reconocimiento geohidrológico de subsuelo se llevó a cabo utilizando perfiles de perforación, antecedentes e información procedente de la Cátedra de Hidrogeología de la Universidad Nacional del Sur (UNS). A partir del esquema así logrado, el interés se centró en el acuífero freático y en la zona no-saturada. En el primer caso, se recurrió a mapas de flujo históricos (1974 y 1986) bastante representativos de una situación próxima a la media y de niveles altos, respectivamente. Para la cuantificación de los aportes subterráneos al sistema lagunar y a favor del carácter netamente centrípeto del flujo, se dividieron las equipotenciales envolventes de mayor y menor valor en el mapa, mediante líneas de flujo (filetes líquidos) distribuidos lo más regularmente posible, a fin de computar para cada celda así lograda el caudal de aporte según:

$$Q_x = T \cdot i_x \cdot m_x \quad \text{donde:}$$

Q_x = Caudal para cada celda x ($m^3/\text{día}$)

T = Coeficiente de transmisividad ($m^2/\text{día}$)

i_x = Gradiente hídrico para cada celda $x(-)$

m_x = Ancho de la sección sobre la equipotencial de menor valor para cada celda $x(m)$

Los valores de Coeficiente de Transmisividad se obtuvieron de los ensayos de bombeo realizados en la zona durante 1986 y 1987 y del reconocimiento geológico; los de ix y mx , medidos sobre el mismo mapa equipotencial. Obtenidos los n valores de Qx para cada una de las celdas, se obtiene el caudal total de afluencia al sistema lagunar:

$$Qt = \sum_i^n Qx$$

Una circunstancia observable que hace a la metodología de cálculo a aplicar, es que los caudales para los diferentes períodos no experimentan mayores variaciones, ya que los gradientes no muestran diferencias notables. Ello ocurre porque si bien el nivel de base asciende en las lagunas, también lo hace la superficie freática con un ritmo semejante. Esto ha permitido asignar el mismo valor a cada uno de los años comprendidos en el balance (12 hm³/año). El ascenso de la superficie freática, por su parte, reduce el espesor de la zona no-saturada disminuyendo la capacidad de almacenamiento subterráneo de las aguas de exceso hídrico, pero también incrementando la superficie anegadiza próxima al sistema lagunar, coparticipando del establecimiento de las áreas de riesgo hídrico junto con otros indicadores ya mencionados (geomorfología, suelos, ecología vegetal, hidrología, etc.).

EL BALANCE HIDROLOGICO REGIONAL Y SU MODELADO

Si se pensara en la resolución del balance hidrológico para una cuenca exorreica, la expresión clásica para régimen no-permanente plantea:

$$P + Afs_p + Afs_b + Ai - Evt - Efs_p - Efs_b - Ae = \pm \Delta Ssp \pm \Delta Ssb \quad \text{donde:}$$

P = Precipitación

Afs_p = Afluencia superficial

Afs_b = Afluencia subterránea

Ai = Agua importada

Evt = Evapotranspiración

Efs_p = Efluencia superficial

Efs_b = Efluencia subterránea

Ae = Agua exportada

ΔSsp = Variación del almacenamiento superficial

ΔSsb = Variación del almacenamiento subterráneo

El hecho de estar en presencia de una cuenca endorreica, permite utilizar como elemento objeto del balance al propio sistema lagunar central y emplear un modelado plausibilístico, desarrollado mes por mes y año por año para el lapso 1970-1986, que es el ya

anotado como de excepcionalidad pluvial, basado en la simplificación para un sistema endorreico de la ecuación anterior, que queda entonces expresada como:

$$Pd + Afs_p + Afs_b + Ai - Ev = \pm \Delta Ssp \quad \text{donde:}$$

Pd = Precipitación directa sobre las lagunas

Ev = Evaporación directa desde las lagunas

Los valores que van a alimentar el modelo son obtenidos según la metodología hasta aquí expuesta: para el cálculo de la Pd se emplearon las P en las estaciones pluviométricas ribereñas y la superficie obtenida para cada altura histórica, de imágenes satelitales; Afs_p surge de un modelo complementario, basado en la asignación determinista de relaciones de escurrimiento como se explicara; Afs_b se calcula de la manera mencionada más arriba (utilizando redes equipotenciales y valores de transmisividad); Ev se obtuvo según Penmann como equivalente a evaporación potencial, para las mismas superficies afectadas a Pd en cada mes; ΔSsp surge de las tablas altura superficie volumen construidas en base a los registros limnimétricos, imágenes satelitales y mapas hipsométricos.

El área del modelo es discretizada según la geometría y superficie de cada laguna (Fig. 1), computando los trasvases de una a otra, a excepción de laguna Alsina-Inchauspe (donde el ingreso natural superficial es = 0) y de Lago Epecuén (donde el egreso superficial es = 0). El término Afs_b es afectado a la resolución final, ya que fue computado para todo el sistema. Los resultados obtenidos por esta metodología son expuestos en González et al. (1990) y Roselli et al. (1991). Sintéticamente, pudieron computarse 432,50 hm³ ingresados por el Canal Ameghino entre 1970 y 1986, para una precipitación en la cuenca (acumulada) de 162.490,1 hm³ y 1.960,49

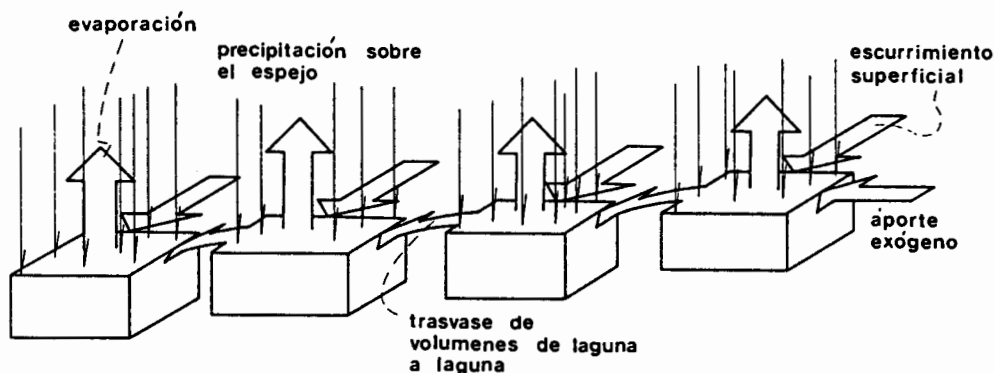


Fig. 1. Esquema gráfico del modelo plausibilístico que reproduce el funcionamiento hidrológico en una cuenca endorreica.

hm³ almacenados en el sistema lagunar. Representa por lo tanto un volumen equivalente al 22% de este último (lámina media adicionada de 0,45 m en los cuerpos de agua) y un 0,26 % sobre el total precipitado en la cuenca.

CONCLUSIONES

1.- Las cuencas endorreicas ofrecen una facilidad para la resolución de los correspondientes balances hídricos, desde el momento en que ofrecen una única salida de agua del sistema, siempre que no exista filtración profunda en el sub-sistema subterráneo.

2.- El planteo del modelo conceptual debe incluir necesariamente el conocimiento del medio físico, de la componente bioecológica y de las diferentes fases del ciclo hidrológico.

3.- La posibilidad de correr un modelo plausible, que juega contra el umbral de incertidumbre tomando la solución más plausible a modo de sistema experto, ofrece una gran ventaja cuando se dispone de información seriada de paso mensual.

4.- Además del conocimiento del régimen en la cuenca, puede accederse al de alguna otra variable no computada con cierta precisión, como en este caso es el agua importada, siempre que se pueda controlar en el modelo la variación en el almacenamiento. Para una cuenca sin aporte exógeno, la afluencia subterránea puede ser la incógnita mayor, si no se cuenta con información frecuente o densa de los niveles de agua subterránea.

5.- Es fundamental la garantía de las series pluviométricas, prefiriéndose excluir aquellas dudosas y/o de menor extensión o las que exigen excesiva suplementación, ya que el requisito básico es la mayor precisión posible en los valores de precipitación. En este caso, de 25 estaciones estudiadas se utilizaron las 14 que ofrecían confiabilidad.

6.- Los métodos y técnicas aquí descritos son sumamente sencillos y difundidos. Para su aplicación sólo se tratará de su adaptación a las condiciones de cada cuenca y de la disponibilidad de información.

BIBLIOGRAFIA

- Auge, M. P., Hernández M. A., González N. & Roselli J. 1991. Cuantificación del aporte hídrico subterráneo al sistema de lagunas Encadenadas del Oeste, Pcia. de Buenos Aires. *Biol. Acuát.* 15:4-5.
- González N., Auge M. P., Hernández M. & Roselli J. 1990. Investigación hidrológica en las lagunas Encadenadas del Oeste, Pcia. de Bs. Aires. *CONICET-Fiscalía de Estado Pcia. Bs. Aires, La Plata.*

- González N., Roselli J., Auge M. P. & Hernández M. 1991. Balance hídrico y relación excesos/déficit en la cuenca de las Encadenadas del Oeste bonaerense. *Biol. Acuát.* 15:6-7.
- González Uriarte M. & Navarro E. 1988. Carta geomorfológica aplicada a la laguna Epecuén y adyacencias. *II Jornad. Geol. Bonaerenses, Actas, CIC*, p.p. 133-142, Bahía Blanca.
- Hernández M. A., Auge M. P., Fili M. F. & Ceci J. H. 1975. Geohidrología de los acuíferos profundos de la Pcia. de Buenos Aires. *VI Congreso Argentino de Geología*, Buenos Aires 2:435-456.
- Hernández M. A., Auge M. P., Roselli J. & González N. 1991. Areas de riesgo hídrico para actividades humanas en la región de las lagunas Encadenadas del Oeste, Pcia. de Buenos Aires. *Biol. Acuát.* 15 :8-9.
- Kovacs G. 1983. General principles of flat-land hydrology. Hidrolog. de las grandes llanuras. *Actas Coloq. de Olavarría I*, p.p. 297-356. Buenos Aires.
- Quintela R.M. 1982. Evaporación en grandes cuerpos de agua. *Rev. de Geofís.* 16:116-127.
- Quintela R. M. 1987. Estudio hidrometeorológico de cuencas en la República Argentina con datos insuficientes. *SECYT-CONICET-CIBIOM*, T. I-II-III. Buenos Aires.
- Roselli J., González N., Hernández M. A. & Auge M. P. 1991. Aportes exógenos a una cuenca lagunar endorreica. Modelo plausibilístico de comportamiento del sistema. *Biol. Acuát.* 15: 2-3.
- Saravia J., Benavidez R., Canziani O., Ferreiro V. & Hernández M. A. 1987. Lineamientos generales y regionales para un Plan Maestro de Ordenamiento Hídrico del territorio bonaerense. *Convenio MOSP Nac.- MOSPPBA*, La Plata.
- Torrente R. & Bonorino A.G. 1988. Funcionamiento hidrológico de la laguna Epecuén, Pcia. de Buenos Aires. *II Jorn. Geol. Bonaerenses, Actas*, 579:588, CIC. Bahía Blanca.
- Ven Te Chow. 1974. *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, N.York.

PALINOLOGIA DE SEDIMENTOS LAGUNARES DEL HOLOCENO EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES: UNA REVISION

Aldo R. PRIETO

Lab. de Palinología, Dto. de Biología
y Centro de Geología de Costas y del Cuaternario
Universidad Nacional de Mar del Plata
Funes 3250, 7600 Mar del Plata
Argentina

ABSTRACT: PALYNOLOGY OF HOLOCENE POND SEDIMENTS IN BUENOS AIRES PROVINCE: AN OVERVIEW.- An overview of the Holocene palynological research of pond sediments in Buenos Aires province, Argentina, is presented. Some recommended and selected time windows in this overview are: 1) 0-200 years: comprising the palynological surveys of Los Padres and La Invernada ponds. For this period paleorecords were calibrated against observations, and historical evidence and anthropogenic impact on pond systems were evaluated. 2) Late and middle Holocene (around 9.5-5 ka): interpretation of pollen records from pond sediments in open sections of the river terraces in Empalme Querandfes. 3) Holocene regressive phase that followed the transgressive maximum sea level (around 5-6 ka): comprising the palynological surveys of the estuarine environment (coastal lagoons) formed during this time in Mar Chiquita lagoon. Information on pollen percentages and concentrations from these sequences is discussed phocusing on paleolimnological problems.

INTRODUCCION

Las evidencias de los cambios climáticos y ambientales de la tierra son almacenadas en una gran variedad de archivos: anillos de árboles, sedimentos terrestres y marinos, hielo, crónicas históricas y turberas y lagos. El estudio e interpretación de estos archivos provee un paso importante hacia la evaluación de la posible influencia que los cambios globales ejercen sobre los sistemas regionales. Los registros lacustres juegan un rol fundamental en tales estudios porque ellos proveen información a una escala, de década-centuria, raramente alcanzada a partir de los registros marinos (Kelts 1991).

El polen, emitido por diferentes fuentes (vegetación local y regional), es uno de los componentes del registro lacustre colectado junto con los sedimentos. El análisis polínico de

estos sedimentos provee información estratigráfica que permite la reconstrucción de la historia de la vegetación a una escala temporal y un método para datar sedimentos y calcular tasas de sedimentación. Según Prentice (1985) los patrones de los porcentajes polínicos en el espacio, y por inferencia en el tiempo, reflejan patrones en la composición de la vegetación a una escala espacial determinada por el sitio de muestreo. Pero los porcentajes polínicos no se corresponden numéricamente con los porcentajes de vegetación. Además del error aleatorio, los porcentajes están afectados por el sesgo en la producción y dispersión. La combinación de ambos determinan la representación polínica.

Por otro lado, el análisis de la concentración polínica permite obtener información en situaciones donde los porcentajes son inadecuados (Birks & Birks 1980). La concentración polínica es el número de granos por unidad de peso o volumen de sedimento húmedo o seco (Davis 1969). Si el "input" de polen se considera constante, su acumulación vertical puede ser usada como un testigo del tiempo. La concentración de polen en cualquier intervalo de sedimento reflejará la tasa de acumulación del sedimento, mostrando una relación inversa. La relación será verdadera donde la fuente de la mayoría de polen sea independiente de la fuente de sedimento. Como lo indican Birks & Birks (1980), a pesar de las inexactitudes y complicaciones, el estudio de la concentración polínica ha sumado una nueva dimensión a los estudios paleolimnológicos.

Las investigaciones palinológicas a partir de testigos de lagunas en la provincia de Buenos Aires son escasas y sólo abarcan los tiempos históricos del registro. La ausencia de secuencias completas, por lo menos para el Holoceno, está dada por la falta de instrumental adecuado para realizar el muestreo. La excepción la constituye el estudio de un testigo de 90 cm de la laguna Chascomús (Fernández 1989). Según la autora, el análisis palinológico de la secuencia refleja la historia de la laguna desde el Pleistoceno tardío. La falta de dataciones que confirmen esta hipótesis y los problemas de preservación polínica que presenta el registro son las razones por las que no se considera en esta revisión.

Una alternativa válida para realizar investigaciones paleolimnológicas la constituye las secuencias lagunares asociadas a sistemas fluviales expuestas en perfiles estratigráficos. Según Kelts (1991) una estrategia para estudiar la información contenida en los registros lacustres es enfocar la investigación sobre intervalos particulares de tiempo utilizando el concepto de "time window". Es en este marco, que se propone una revisión crítica de los estudios palinológicos de sedimentos lagunares en la Provincia de Buenos Aires y se evalúa la información que ofrecen para los estudios paleolimnológicos. Los "time windows" recomendados y que han sido seleccionados son los siguientes:

1. 0-200 años: un período en el cual los paleo-registros pueden ser calibrados con las observaciones, los registros instrumentales y las crónicas históricas. En este período se podría evaluar el impacto antropogénico sobre los sistemas lagunares. Se incluye el estudio palinológico

de las lagunas De los Padres y La Invernada. Ambas se han formado en cuencas labradas por deflación y presentan un grado medio de eutroficación.

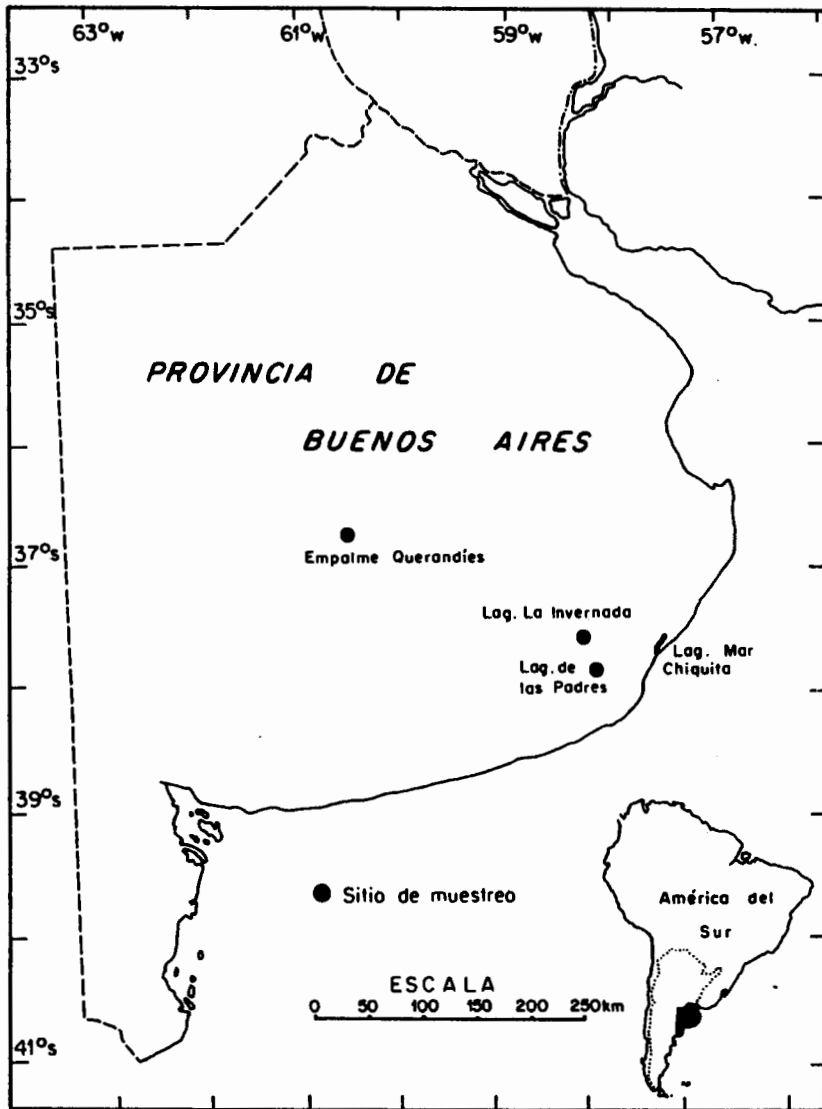
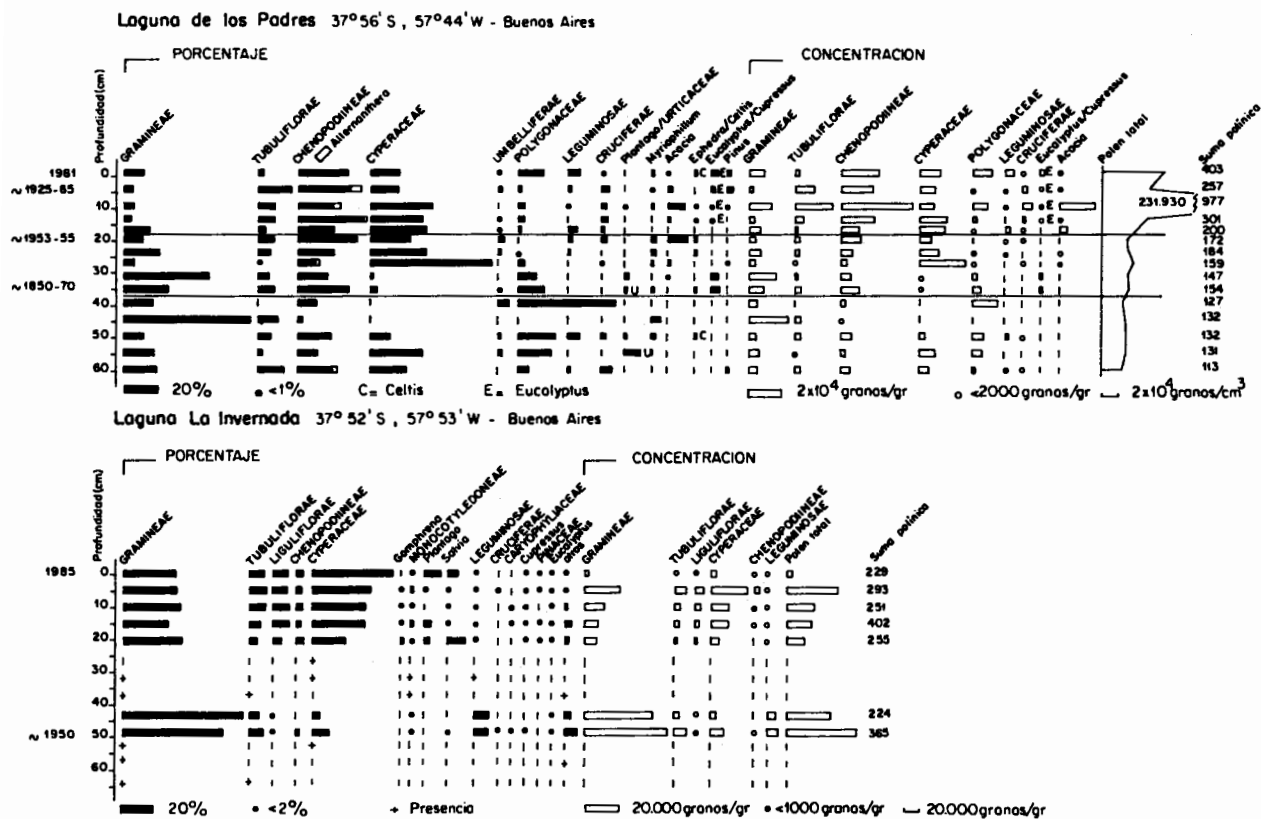


Fig. 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo. Provincia de Buenos Aires, Argentina.

LAGUNA DE LOS PADRES: Esta laguna ($38^{\circ}02'S$; $57^{\circ}33'W$) está localizada en el flanco este de la Sierra de los Padres (Sierras Septentrionales) (Fig. 1). Tiene un área total de 16 km^2 y un único afluente permanente, el arroyo de Los Padres. Amplios sectores del cuerpo de agua están ocupados por comunidades de *Scirpus*, *Myriophyllum* y *Ceratophyllum*. Mancini (1991, M.S.) interpretó los cambios de la vegetación en el área de la laguna comparando los espectros polí-nicos de dos testigos tomados con sonda Dachnowsky en la orilla, con muestras actuales provenientes de diferentes puntos dentro de la cuenca de la laguna. Los cambios en los conjuntos polí-nicos y la aparición de tipos característicos relacionados con actividades antrópicas permitió la ubicación temporal de la secuencia en relación con evidencias históricas independientes.

La historia de la laguna para los últimos 200 años puede dividirse en tres períodos, basada en el análisis palinológico (Fig. 2). El primer período, anterior a 1850, que incluiría el arribo de los misioneros jesuitas en 1750 muestra un registro polínico que sugiere un cuerpo de agua libre más amplio que el actual y una aparente actividad en las vecindades de la laguna, relacionada con el incremento de adventicias (Polygonaceae). Posiblemente el disturbio fue mínimo, debido a las técnicas de agricultura empleadas y el escaso número de pobladores. El segundo período está relacionado con el establecimiento de las primeras estancias en la zona alrededor de 1850-1870, sugerido por la aparición de *Cupressus*. El incremento en los porcentajes y concentración de ciperáceas y la disminución de *Myriophyllum* evidencia el inicio de un proceso progresivo de colmatación a partir de este momento. Los cambios más recientes en la vegetación están indicados por la aparición de *Eucalyptus* y *Pinus* que señalan el inicio de la forestación de los alrededores de la laguna (1953-1955). Por otro lado, el incremento de Cruciferae y Chenopodiineae, asociadas con especies ruderales, se relaciona con modificaciones de la vegetación por las actividades agropecuarias en el área. El cambio brusco en la concentración polínica hacia el tope del perfil, sugiere cambios en la tasa de sedimentación. Estos podrían relacionarse con una mayor sedimentación de material limo-arcilloso como consecuencia del emplazamiento en 1925 de un vertedero de labio móvil, modificado a fijo en 1965. Esto transformó la cuenca de Laguna de Los Padres, de un sistema fluvial abierto, a uno endorreico (Cionchi, com. pers.). También podrían relacionarse con el lavado en manto de los suelos, como consecuencia de un mal manejo de la tierra, o una suma de ambos.

LAGUNA LA INVERNADA: Esta laguna ($37^{\circ}52'S$; $57^{\circ}53'W$) se encuentra ubicada en un área de campos de cultivos intensivos, vinculada con las estribaciones de la Sierra La Peregrina (Sierras Septentrionales) (Fig. 1). Presenta en la periferia y diseminado en su interior vegetación hidrófila. El análisis polínico se realizó a partir de un testigo de 75 cm tomado en la orilla con sonda Dachnowsky (Bianchi & D'Antoni 1986). De las 15 muestras estudiadas, sólo 7 presentan buena preservación polínica (Fig. 2). El escaso número de muestras, como la falta de dataciones sólo permite realizar una interpretación especulativa de la historia de la laguna para los últimos 50 años. Al igual que en la laguna de Los Padres, la presencia de Pinaceae (tipo *Pinus*) y Cupresaceae sugiere que el perfil no tendría una antigüedad mayor.



De acuerdo con Bianchi & D'Antoni (1986), es posible poner de manifiesto una división dentro del perfil a partir de la comparación estadística con muestras actuales. Las muestras inferiores (40-50 cm) son similares con muestras de suelo superficial tomadas en zonas diferentes del área. Se relacionan con las comunidades de la estepa ribereña, dominada por Gramineae acompañadas por Cyperaceae y dicotiledóneas herbáceas. Esta comunidad se desarrolla en zonas que sólo se inundan en épocas de grandes crecientes. Por el contrario, las muestras superiores (0-25 cm) tienen similitud con muestras provenientes de suelos hidromórficos próximos a la laguna, dominadas por Cyperaceae, sugiriendo el desarrollo de juncales y la presencia de agua permanente. Según Vervoorst (1967), en los períodos de sequía intensos el juncal se reduce, quedando los rizomas en estado latente, regenerándose nuevamente cuando vuelven las condiciones favorables. El análisis polínico permitió relacionar la formación del depósito sedimentario a una tasa de sedimentación relativamente alta, con fluctuaciones en el nivel de agua de la laguna y cambios temporales de las comunidades del área en interacción con el ambiente.

Tanto en los estudios de la laguna de Los Padres como de La Invernada, se pone de manifiesto la necesidad de investigar un número mayor de testigos, con preferencia del centro de las lagunas y un ajuste con el estudio analógico actual. El registro de tipos polínicos característicos en determinados niveles de las secuencias y su ajuste con datos históricos, permitió hacer estimaciones de la edad y relacionar los cambios de la vegetación con el impacto antrópico.

2. El Holoceno alrededor de los 9500-5000 años A.P.: Para este período los modelos de simulación climática (COHMAP 1988) indican condiciones menos húmedas que las sugeridas por el análisis polínico para las regiones templadas de América del Sur. Se incluye el análisis polínico de sedimentos lagunares expuestos en Empalme Querandés.

El análisis polínico se realizó a partir de muestras sedimentarias tomadas sobre las barrancas del arroyo Tapalqué (37°00'S; 60°07'W), en la zona de Empalme Querandés (Fig. 1). Del estudio que involucró los últimos 12000 años (Prieto 1989) sólo se consideran en esta revisión los sedimentos de origen lagunar del Miembro Río Salado de la Formación Luján (Fidalgo et al. 1986). Sobre la base de los conjuntos polínicos la secuencia se dividió en dos zonas (Fig. 3):

ZONA 1: Corresponde aproximadamente al lapso 10000-8000 años AP. La comunidad está caracterizada por Cyperaceae (*Scirpus* y *Carex*), Umbelliferae, Ranunculaceae (tipo *Ranunculus*), Chenopodiineae y Leguminosae, sugiriendo una vegetación característica de lagunas y depresiones pantanosas. Actualmente se la encuentra en campos bajos inundables, en la mayor parte de lagunas y cañadas de agua dulce y en arroyos. Se presenta como una comunidad herbácea donde se destacan las Cyperaceae y algunas gramíneas (Vervoorst 1967). Los "juncos" son los primeros colonizadores que aparecen a orillas de las lagunas, favoreciendo la decantación de las partículas suspendidas, las que rellenan el fondo permitiendo la

Empalme Querandíes

37°00' S , 60°07' W - Buenos Aires

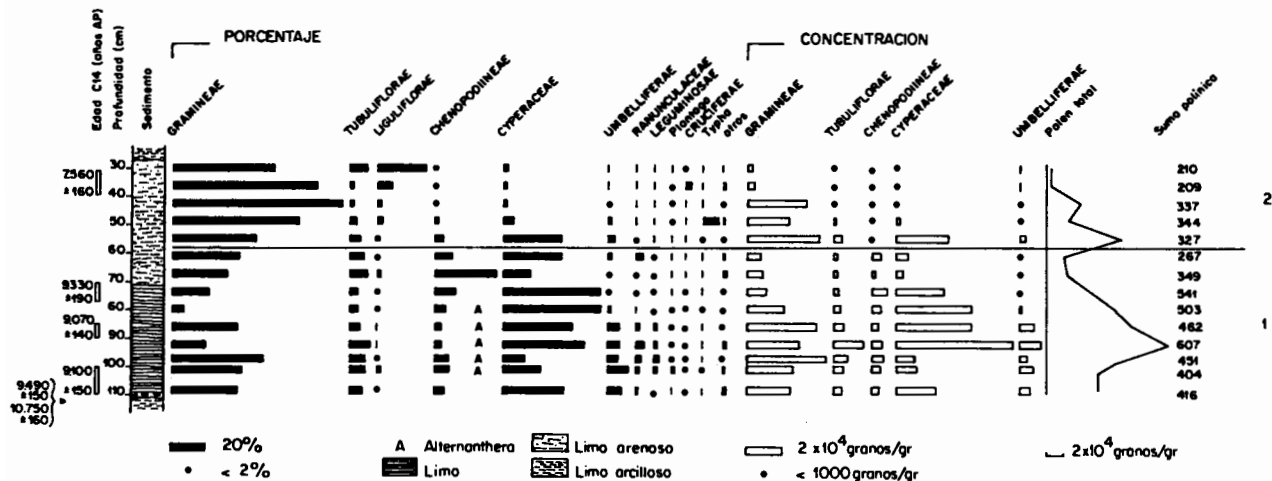


Fig. 3. Diagrama polínico en porcentaje y concentración para Empalme Querandíes.

implantación de especies terrestres pioneras (Tur & Rossi 1976). El aumento en los porcentajes de Chenopodiineae hacia el tope de la zona, sugiere la colonización de las áreas marginales de las lagunas por estas plantas. Cuando descendiendo el nivel del agua, estos substratos están generalmente húmedos y son ricos en sales solubles, soportando a menudo plantas de crecimiento rápido, como las Chenopodiineae. Los valores de concentración polínica para las Chenopodiineae son constantes para toda la zona, indicando una disminución real del aporte de las Cyperaceae más que un aumento en las Chenopodiineae. La vegetación de hidrófitas en su avance permanente podría haber reducido la superficie del agua y elevado el nivel del lecho. Este proceso acelera la transformación de lagunas en pantanos, marcando una etapa avanzada en la eutroficación. El juncal frena la acción de las olas y corrientes acelerando la decantación de los sedimentos orgánicos e inorgánicos que son arrastrados a la cuenca de la laguna desde los terrenos del área de drenaje. Un aumento progresivo en la tasa de sedimentación hacia el tope de la zona está sugerido por la disminución de la concentración polínica total.

ZONA 2: Se inicia aproximadamente a los 8000 años AP. La comunidad está caracterizada por Gramineae, Compositae, Liguliflorae y *Typha*. Esta comunidad sugiere el establecimiento de praderas húmedas extendidas, donde predominan las gramíneas. El pico de *Typha* en la base indica la presencia del totoral, comunidad afín con el juncal pero que cubre superficies relativamente pequeñas (Vervoort 1967). Esta comunidad es frecuente en lagunas y cañadas que conservan agua durante todo el año. Posiblemente esta zona constituye la culminación de un ciclo iniciado en la anterior. La vegetación palustre que cubrió casi enteramente la laguna permitió su colmatación y obliteración. Este proceso, como lo indica Tricart (1973) sería muy lento, debido a una dinámica morfogénica débil que no permite la llegada de mucho sedimento en suspensión y limita la acumulación de material mineral. Esto está sugerido por la baja tasa de sedimentación en la base de esta zona en relación con la anterior. Bajo estas condiciones se formaría un suelo en un ambiente hidromórfico. Debido a las dificultades para determinar el lapso involucrado en la pedogenesis, no se puede establecer la edad superior de esta zona. Además, el truncamiento por un proceso erosivo no permite la reconstrucción del proceso sucesional en su totalidad. La sucesión de la comunidad de hidrófitas a las características de praderas húmedas sugiere un proceso de relleno y obliteración de esta laguna o depresión pantanosa, como el que actualmente sucede en gran parte de la depresión del Salado (Tricart 1973).

3. Las fases regresivas posteriores al máximo transgresivo del Holoceno, que permitieron el desarrollo de ambientes estuáricos (lagunares) en determinados sectores de la costa bonaerense. Se incluyen los estudios palinológicos de la laguna Mar Chiquita.

La laguna Mar Chiquita es una albufera ubicada en la costa atlántica (37°44'S; 58°25'W) (Fig. 1 y 4). Sobre la base de criterios morfológicos y estratigráficos, Schnack & Gardenal (1979), Fasano et al. (1982), Schnack et al. (1982) y Fasano (1991) reconstruyeron la evolución de los ambientes vinculados al ciclo transgresivo-regresivo del Holoceno para la

laguna. Según estos autores el ambiente estuárico (lagunar) se originó con posterioridad al máximo transgresivo (entre los 6000 y 5000 años AP.). El descenso del nivel del mar coincidente con el establecimiento y avance de una barrera hacia el sur en la porción este del área, dio lugar a la formación de una laguna costera. Los depósitos pertenecientes a este último ambiente están constituidos por arenas limosas a limos arenosos gris verdosos con resto de moluscos, foraminíferos y ostrácodos. A unos 30-50 cm por debajo de la superficie plana que rodea la laguna hay un nivel más o menos continuo de moluscos, principalmente *Tagelus plebeius* y *Macra isabelleana* en posición de vida. Sus edades radiocarbónicas varían entre 3850 + 60 al norte y 1340 + 50 años AP. al sur de la actual laguna, sugiriendo un cierre de la misma en ese sentido. El nivel del mar continuó descendiendo hasta alcanzar una posición ligeramente inferior a la actual, hace aproximadamente 1000 años AP. Sobre estos sedimentos estuáricos se desarrolló un suelo datado en 540 + 100 años AP. (Fasano 1991). Toda la unidad fue cubierta por arenas en manto y dunas costeras en tiempos históricos.

El análisis polínico de la secuencia lagunar (facies estuáricas de la formación Mar Chiquita (Schnack et al. 1982) se realizó a partir de un perfil expuesto y de un testigo tomado con

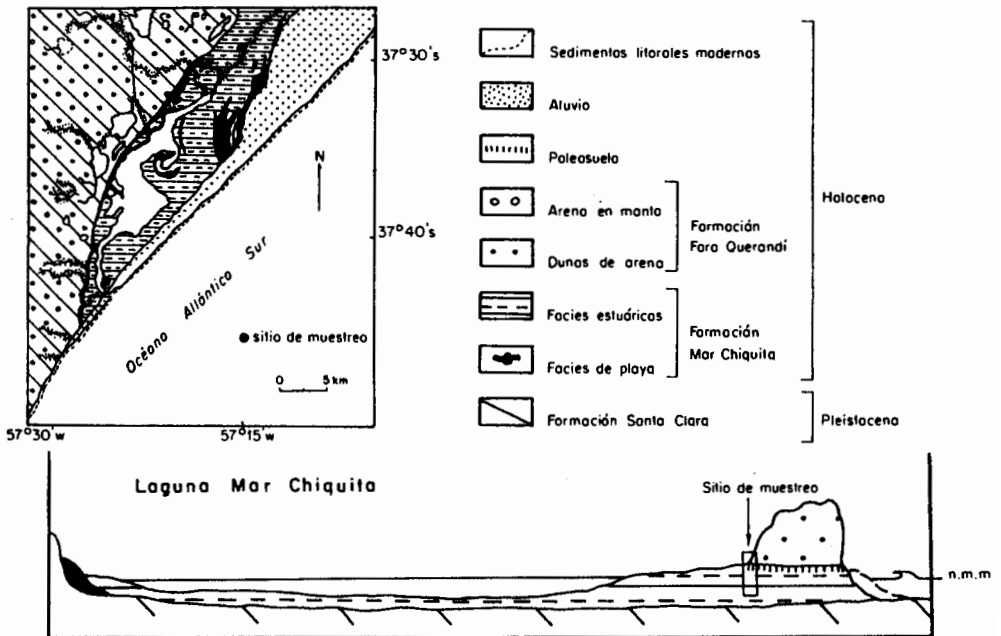


Fig. 4. Mapa geológico de la región de Mar Chiquita y perfil esquemático (sin escala) de las principales unidades litoestratigráficas (según Schnack et al. 1982).

sonda Dachnowsky, ubicados en la desembocadura de la laguna (Nieto & D'Antoni 1985 y Nieto 1986). En este trabajo se integró la información palinológica en relación con la posición estratigráfica de las muestras en un único diagrama. Esto se hizo teniendo en cuenta que las secuencias polínicas corresponden a la misma unidad estratigráfica. Nieto (1986) no indica que la secuencia estudiada por ella corresponda estratigráficamente con la parte inferior de la investigada por Nieto & D'Antoni (1986). Sin embargo, de acuerdo con los datos originales, las últimas cuatro muestras del primer trabajo son las primeras cuatro del segundo, y provienen de la parte superior del testigo. Se calculó la concentración para los tipos polínicos significativos a partir de los datos originales y se comparó el registro fósil con muestras actuales provenientes del fondo de la laguna. Los recuentos polínicos de las primeras 11 muestras son inadecuados para calcular frecuencias relativas confiables, en particular para los componentes menores del espectro. Por lo tanto, estas frecuencias sólo se utilizaron para detectar cambios mayores en los conjuntos polínicos sobre la base de los tipos más abundantes. La comparación de las muestras fósiles con las actuales permitió dividir el perfil en dos zonas polínicas (Fig. 5).

ZONA 1 (160-60 cm): presenta una comunidad dominada por Chenopodiineae (incluye Chenopodiaceae y Amaranthaceae) (hasta un 50%) con *Gomphrena* y *Alternanthera* acompañada por Gramineae, Compositae, Tubuliflorae, Leguminosae y Umbelliferae, sugiriendo una comunidad halófila semejante a la que se desarrolla actualmente entre la costa del Océano Atlántico y la laguna, dominada por *Distichlis spicata* y *Salicornia ambigua* (Vervoort 1967). Esta comunidad herbácea se desarrolla en suelos salitrosos, próxima al mar, con diferentes concentraciones de sales que contribuyen a que no haya una composición florística uniforme. *Salicornia ambigua* forma poblaciones puras en las zonas cubiertas por el agua durante la marea alta. A medida que los terrenos están más alejados del mar su extensión se reduce (Vervoort 1967). El registro polínico de esta zona es diferente al actual, sugiriendo una mayor influencia marina en el área durante el tiempo de depositación. Actualmente los efectos marinos están reducidos en la desembocadura de la laguna, incluso no existen en el delta de la albufera (Espinosa 1991).

ZONA 2 (60-0cm): Está dominada por Gramineae (hasta un 70%), Cyperaceae, y *Plantago* acompañada por Scrophulariaceae y Polygonaceae. El registro polínico de esta zona presenta una alta similitud con las muestras actuales de la laguna. En la parte inferior (zona 2a, anterior a 2500 años AP.) algunas muestras tienen registros semejantes a los de la zona anterior, sugiriendo una alternancia de comunidades con mayor o menor influencia marina. La asociación de moluscos y de microfósiles también indican un ambiente salobre, mixohalino, de baja energía (Fasano 1991). La parte superior (zona 2b, entre los 2500 y 540 años AP.) es análoga con las muestras actuales de la laguna, sugiriendo una influencia creciente de un ambiente dulceacuícola semejante a la llanura marginal actual donde se distingue una comunidad dominada por *Spartina densiflora* como especie pionera junto con *Salicornia ambigua* (Olivier et al. 1972). Según Nieto & D'Antoni (1985) las Cyperaceae indican la

presencia de charcos con “juncos” no lejos del lugar de muestreo. Sin embargo, existen actualmente líneas de drenaje naturales, por donde circula el agua con el flujo y reflujos de las mareas donde crecen algunas especies de Cyperaceae (*Scirpus* y *Carex*). Por otro lado, la presencia de *Myriophyllum* sugiere ambientes de agua dulce en el depósito o cerca de él (Nieto & D'Antoni 1985).

La presencia de *Celtis* al final de la zona 1 y en la zona 2 podría indicar el establecimiento de *Celtis tala* sobre las dunas de limo o en los depósitos cordoniformes de la Facies de playa de la Formación Mar Chiquita. Estos cordones fueron depositados en el Holoceno medio, en coincidencia con la última fase de la transgresión holocena y los comienzos de la regresión (Fasano 1991). Actualmente el 90% de los talares naturales crece sobre estos depósitos (Vervoorst 1967). Teniendo en cuenta la concentración de polen total para la zona 1, el depósito muestra una sedimentación uniforme, con dos momentos de disminución en la tasa de depositación, a los 130 cm y al finalizar la zona. Desde el punto de vista sedimentológico también se observa una sedimentación uniforme de limos arenosos. No se discute la concentración para la zona 2 por las irregularidades en las sumas polínicas apuntadas más arriba. La presencia de plantas acuáticas radicales emergentes como *Alternanthera*, *Myriophyllum* y algunas Cyperaceae que se desarrollan en aguas quietas y que no aparecen en ríos y canales, por la velocidad con la que se desplaza el agua (Vervoorst 1967) sugiere también un depósito en aguas tranquilas.

En su conjunto el análisis polínico muestra comunidades vegetales relacionadas con la mayor o menor influencia marina, evidenciando un cambio desde comunidades influenciadas por la proximidad con el mar hacia un ambiente de mezcla anterior a los 2470 años AP. Con posterioridad comienza a desarrollarse una comunidad relacionada con un ambiente de agua dulce finalizando con un suelo tipo marisma hacia los 500 años AP. Las condiciones dulceacuícolas que comenzaron a desarrollarse después de los 3000 años AP. en la parte norte de la laguna (Espinosa 1991) se ponen de manifiesto después de los 2400 años AP. en el extremo sur, coincidente con la dirección de cierre postulada por Schnack et al. (1982) para la albufera Mar Chiquita.

CONSIDERACIONES FINALES

Debemos ser cautos con los resultados obtenidos y con las interpretaciones realizadas. Cada uno de estos registros presenta características particulares relacionadas con las condiciones locales y dificultades para la datación de sus sedimentos. A menudo es difícil obtener suficiente carbón en cortos espesores estratigráficos, especialmente de los sedimentos de testigos.

Laguna Mar Chiquita
37°44' S , 58°25' W - Buenos Aires

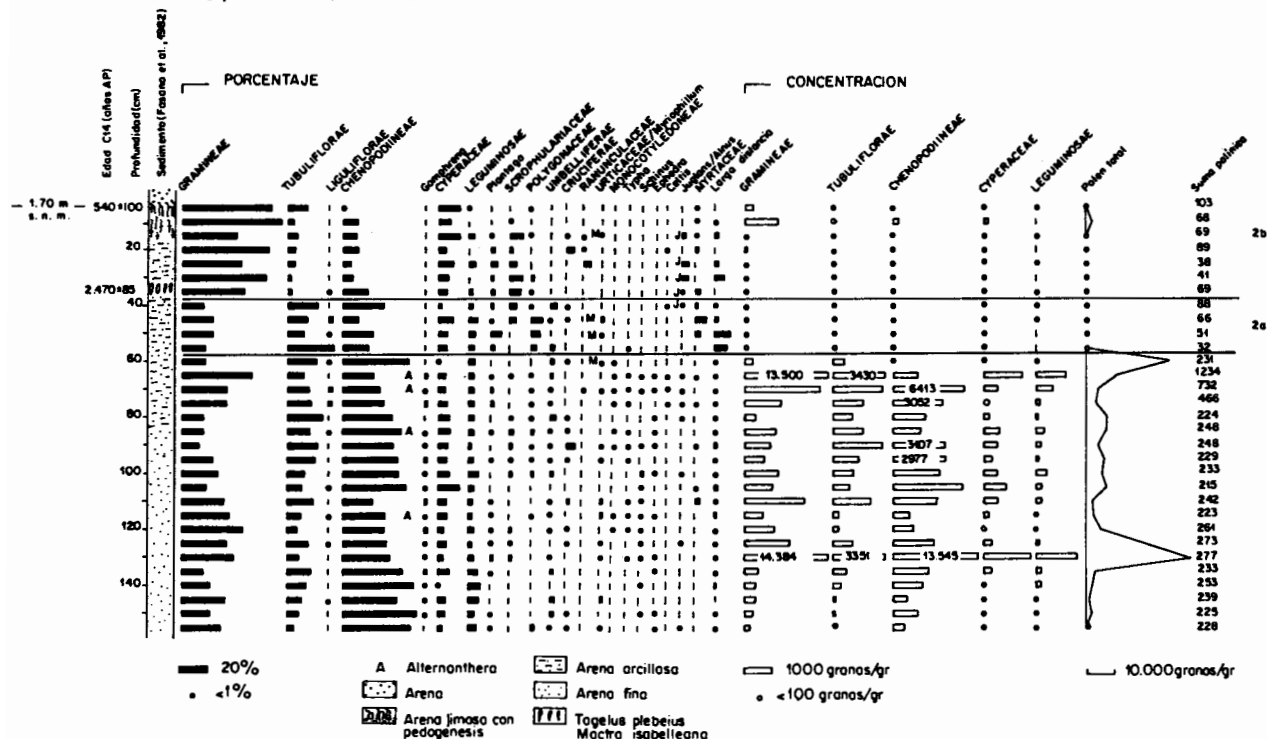


Fig. 5. Diagrama polínico en porcentaje y concentración para la Laguna Mar Chiquita.

La interpretación de las condiciones del pasado, así como la evaluación del impacto antrópico de todo un cuerpo lagunar a partir de un sólo perfil, puede no ser necesariamente representativa de las condiciones generales del cuerpo de agua. De acuerdo con Davis (1969) es recomendable para obtener una representación regional de la vegetación y el clima, que tanto los testigos como las muestras de superficie sean obtenidos de cuerpos de agua relativamente profundos y de tamaño moderado. Las secuencias analizadas provienen en todos los casos de testigos obtenidos en la orilla de las lagunas. En el caso del perfil expuesto se trata de secuencias episódicas, relacionadas con depósitos fluviales y limitada por el desarrollo de paleosuelos y superficies erosivas. Sin embargo, hasta el presente constituyen las únicas secuencias disponibles para el análisis paleolimnológico del Holoceno temprano y medio en la Provincia de Buenos Aires. La interpretación no está exenta de dificultades ni de riesgos, pero contribuye, no sólo a entender la historia de cada laguna en particular, sino que suministra valiosas evidencias para reconstruir la vegetación y el clima del pasado.

Como lo sugiere Kelts (1991) para utilizar los "time window" como estrategia de trabajo, es necesario tener suficiente documentación para permitir la comprensión y correlación de los datos y de esta manera proveer un paso práctico para la investigación y comunicación interdisciplinaria.

AGRADECIMIENTOS

A M. V. Mancini, M. M. Bianchi, M. A. Nieto y C. A. Fernández por facilitarme los datos originales e inéditos que permitieron el enriquecimiento de esta revisión. A M. V. Mancini por la lectura crítica del trabajo. A M. A. Espinosa y I. F. Isla por sus sugerencias sobre la revisión de Mar Chiquita. A J. L. Fasano por permitir la publicación de los datos radiocarbónicos inéditos y el esclarecimiento sobre la posición estratigráfica de las muestras estudiadas en Mar Chiquita. Los dibujos fueron realizados por Mónica Tomas.

BIBLIOGRAFIA

- Bianchi M. M. & D'Antoni H. L. 1986. Depositación del polen actual en los alrededores de Sierra de Los Padres (Pcia. de Buenos Aires). *IV Congr. Arg. Paleont. y Bioestrat.* Mendoza. Apéndice Actas: 16-27.
- Birks H. J. B. & Birks H. H. 1980. *Quaternary Palaeoecology*. University Park Press, Baltimore. 289 p.
- COHMAP Members. 1988. Climatic changes of the last 18,000 years: Observations and model simulations. *Science* 241:1043-1052.

- Davis M. B. 1969. Climatic changes in southern Connecticut recorded by pollen deposition at Rogers Lake. *Ecology* 50:409-422.
- Espinosa M. A. 1991. Paleoecología de diatomeas del delta de la albufera Mar Chiquita, Buenos Aires. *Biol. Acuát.* 15:26-27.
- Fasano J. L. 1991. Geología y Geomorfología. Región III. Faro Querandí-Mar de Cobo. Provincia de Buenos Aires. *Informe Final. CFI-UNMdP. Inédito.*
- Fasano J. L., Hernández M. A., Isla F. I. & Schnack E. J. 1982. Aspectos evolutivos y ambientales de la laguna Mar Chiquita (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Oceanol. Acta*, nro. sp.:285-292.
- Fernández C. A. 1989. *Estudio palinológico de sedimentos de fondo de la laguna de Chascomús, Provincia de Buenos Aires, Argentina.* Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Fidalgo F., Gentile R. O. & Correa H. A. 1986. *Geología y Geomorfología en la cuenca del arroyo Tapalqué.* Informe 30 CIC, La Plata. 73 p.
- Kelts K. 1991. Reading pages from limnogeological archives. *Special Proc. XIII INQUA Review Reports*, China. pp. 10-19.
- Mancini M. V. 1991. Palinología de Laguna de Los Padres (Prov. Bs. As.). *Biol. Acuát.* 15:24-25.
- Mancini M. V. (M.S.). Recent pollen sedimentation in Los Padres pond, Buenos Aires Province, Argentina.
- Nieto M. A. 1986. Contribuciones a la palinología de la laguna Mar Chiquita (Pcia de Buenos Aires). *IV Congr. Arg. Paleont. y Bioestrat.* Mendoza, pp. 44-49. Apéndice Actas.
- Nieto M. A. & D'Antoni H. L. 1985. Pollen analysis of sediments of the Atlantic shore at Mar Chiquita (Buenos Aires Province, Argentina). *Zbl. Geol. Palaont.* 1:1731-1738.
- Olivier S. R., Escofet A., Penchaszadeh P. & Orensanz J. M. 1972. Estudios ecológicos de la región estuarial de Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). I. Las comunidades bentónicas. *Anal. Soc. Cient. Arg.* 193:237-262.
- Prentice I. C. 1985. Pollen representation, source area, and basin size: Toward a unified theory of pollen analysis. *Quaternary Research* 23:76-86.
- Prieto A. R. 1989. *Palinología de Empalme Querandés (Provincia de Buenos Aires). Un modelo paleoambiental para el Pleistoceno tardío-Holoceno.* Tesis Doctoral. Fac. Cs. Exac. y Nat. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Schnack E. J., Fasano J. L. & Isla F. I. 1982. The evolution of Mar Chiquita Lagoon coast, Province of Buenos Aires, Argentina. En: *Holocene sea level fluctuations magnitude and causes.* Ed.: D. J. Colquhoun, Univ. S. Carolina, Columbia, SC., pp. 143-155.
- Schnack E. J. & Gardenal L. M. 1979. Holocene transgressive deposits, Mar Chiquita lagoon area, Buenos Aires, Argentina. *Proc. Int. Symp. on Coastal Evolution in the Quaternary*, Sao Paulo, p. 419-425.
- Tricart J. L. F. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. Base para los estudios edafológicos y agronómicos. *Col. Cient. INTA XII.* 202 p.
- Tur N. M. & Rossi J. B. 1976. Autoecología de *Scirpus californicus*. I. Crecimiento y desarrollo de la parte aérea. *Bol. Soc. Arg. Bot.* 27:73-82.
- Vervoorst F. B. 1967. *La vegetación de la República Argentina. VII. Las comunidades vegetales de la depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires).* INTA, Ser. Fitogeogr. 7. Buenos Aires, 262 p.

SISTEMAS LACUSTRES CRETACICOS EN PATAGONIA SEPTENTRIONAL

Eduardo A. MUSACCHIO

Laboratorio de Bioestratigrafía
Universidad Nacional de la Patagonia
9000 Comodoro Rivadavia
Argentina

ABSTRACT: CRETACEOUS LACUSTRINE SYSTEMS IN NORTHERN PATAGONIA.- From information provided by previously studied fossil remains of ostracods and charophytes, four main lacustrine episodes are recognized. Three of them are of Lower Cretaceous age. The fourth, of Late Cretaceous age, is relatively continuous and well distributed. In one case, marine connections are documented by microfossils and evaporitic rocks. Stratigraphic relationships of the lacustrine units, as well as their geological framework, are outlined. Data of interest for applied studies dealing with organic matter contents, the uranium and other non-metalliferous stratabound ore deposits, are reported.

INTRODUCCION

Los lagos en el presente ocupan un 2 % de las áreas continentales. Hace unos pocos miles de años, la extensión de numerosos cuerpos lacustres era considerablemente mayor. Tal el caso del Lago Tchad (Africa), el que hace unos 10.000 años tenía una amplitud 10 veces superior a la actual. El sistema Boneville, del que Salt Lake (Utah, EE.UU.) en la actualidad representa un exiguo remanente, estaba ampliamente desarrollado hace unos 15.000 a 20.000 años (ver Eicher & McAlester 1980). En Argentina, la extensión de los sistemas límnicos continentales muestra diversas fluctuaciones hacia el Cuaternario alto. Entre estas fluctuaciones, las ocurridas durante el Holoceno son más fáciles de reconocer. Durante el "Platense"/"Lujanese" fueron inundados, entre otros distritos, una parte de la llanura chaco-bonaerense; y en el centro-oeste del país se formó el sistema fluvio-lacustre Desaguadero-Salado-Cura C6 (ver Tapia 1935). La más reciente restricción de este "período de grandes lagos" indica condiciones de aridización, sobre todo para los sistemas hidrológicamente cerrados. Estas condiciones se han acentuado en Argentina hacia el Holoceno avanzado (momento del "médano invasor").

Los cambios tan notables arriba mencionados han ocurrido durante un intervalo de tiempo equivalente a 1/30.000 del tiempo geológico transcurrido durante el Eon Fanerozoico.

A su vez, el Fanerozoico abarca sólo 1/7 de la historia geológica de la Tierra. El Cuaternario se caracteriza por un relieve continental con elevadas cordilleras y procesos geomórficos debidos a la exaración glaciaria y una erosión costera relacionada con un régimen muy activo de oscilaciones del nivel del mar. La intensidad con que actúan estos procesos durante el Período anotado no ocurre con tanta frecuencia durante el pasado geológico. Estas peculiaridades del Cuaternario nos advierten sobre las limitaciones de un actualismo irrestricto como método de aproximación para la comparación y la comprensión de los eventos límnicos del pasado. O, inversamente desde la perspectiva del neontólogo, para interpretar y predecir las sucesiones bioestratigráficas ligadas al Reciente.

El espesor de la sedimentación lacustre puede alcanzar valores muy altos. El sistema eoterciario lacustre del grupo Bear River, mejor representado en Colorado (EE.UU.), alcanza unos 1.000 m de potencia en la subcuenca de Piceance (cf. Eicher & MacAlester 1980). Estos depósitos incluyen excepcionales reservas de hidrocarburos. Los mismos resultaron de la transformación de la materia orgánica de origen continental, principalmente fitoplancton, no consumida por el ecosistema. En la Cuenca del Golfo San Jorge, la Formación Diadema-129, también generadora de hidrocarburos (ver abajo), supera los 700 m de espesor sedimentario en su localidad tipo, aunque en los depocentros los valores son considerablemente mayores.

En este artículo se presentan cuatro casos destacables con depósitos límnicos del Cretácico nordpatagónico. El Cretácico (entre 145 y 65 M.a.) está muy bien representado en Argentina por facies sedimentarias marinas y continentales, ambas altamente diferenciadas. Los principales yacimientos de petróleo del país, y otros importantes de uranio, pertenecen a este Período. Entre estos yacimientos, ocupan un lugar destacado aquellos vinculados por su génesis a los sistemas lacustres continentales, o bien no marinos en sentido más amplio. Los procesos formadores de algunas de las secuencias analizadas pueden abarcar aún millones de años de duración. El intervalo de tiempo involucrado en el análisis bioestratigráfico es ciertamente diferente del que normalmente maneja el neontólogo; por ejemplo, para acotar los diferentes estados de la sucesión ecológica en los ecosistemas vivientes.

METODOLOGIA DE TRABAJO

Las evidencias que se presentan ahora están principalmente basadas en el registro de 60 especies de ostrácodos (Crustacea) y 28 especies de carófitos (Charophyta), previamente estudiados por el autor (ver distribución de los taxa en Musacchio 1986: Tablas I y II). Los casos de ostrácodos terrestres o subaéreos citados en la literatura son excepcionales (Hartmann 1975). De estos crustáceos, normalmente acuáticos, se conservan al estado fósil los caparzones (generalmente entre 0.5-1 mm) o sus mudas, pues son calcáreos y soportan bien la diagénesis. Las formas continentales se diferencian, casi siempre sin dificultad, de las formas marinas.

Numerosas especies de ostrácodos continentales pertenecientes a la Familia Limnocytheridae parecen reflejar los cambios estacionales (en particular, las fluctuaciones del nivel del agua y de la salinidad) en la variabilidad interpoblacional de sus caparazones (Carbonel et al. 1990). Esta variabilidad incluye la aparición de pares de cuernos dorsales o ventrales, procesos alares, tubérculos, y/o papilas ornamentales en los flancos del caparazón. Este polimorfismo ha sido detectado y sopesado en diferentes asociaciones del Cretácico patagónico, donde los limnocitéridos son componentes conspicuos de las faunas respectivas (por ejemplo, ver *Wolbugiopsis plastica*, Fig. 17).

En los carófitos, en cambio siempre acuáticos y continentales, una parte del gametangio femenino, calcificado en vida, es asimismo susceptible de fosilización. Se trata del girogonite, de aproximadamente 1 mm de altura. Los carófitos abundan en el ambiente sublitoral pando, escaseando en la zona profunda de los lagos. Un caso particular es *Lamprothamnium*. Hacia el Cretácico terminal, cuando la familia Characeae adquiere gran diversidad, las primeras formas del taxón anotado, ya muestran el carácter eurihalino que se le reconoce al mismo género en sus representantes vivientes.

Los restos calcáreos de ambos grupos fósiles se encuentran normalmente asociados en rocas de grano fino (fangolitas o lutitas), con un contenido variable en material carbonático. Las rocas arcillosas fértiles en microfósiles, muchas veces se desagregan bien con procedimientos simples, lavando finalmente sus residuos en un tamiz de malla Tyler 140. Estos residuos son estudiados con una lupa binocular que pueda alcanzar los 100-120 aumentos.

En diferentes ambientes mixtos vinculados a algunos de los depósitos lacustres que se tratan en esta nota, aparecen especies propias del medio salobre y foraminíferos eurihalinos. Relacionado con este tópico, un ensayo previo de discriminación entre especies del ambiente continental, y otras de biótopos mixtos o salobres, ha sido llevado a cabo en la secuencia del Cretácico tardío para la sección de El Zampal, Mendoza (Uliana & Musacchio 1979).

Ha sido también importante constatar la extensión y la naturaleza, tanto en sentido vertical como horizontal, de los depósitos fértiles en microfósiles. En efecto, restos de ostrácodos continentales y carófitos pueden aparecer también en depósitos fluviales (no lacustres); sobre todo en las pelitas lenticulares sobre el plano aluvial, intercaladas entre rocas epiclásticas de grano grueso. Por esta razón, se ha puesto atención en el desarrollo vertical de la sucesión litológica, en donde queda albergado el registro micropaleontológico que se le vincula.

SISTEMAS LACUSTRES

Se describen a continuación cuatro eventos lacustres (A-D), cada uno de éstos con características propias. Complementariamente, se aporta información sobre la micropaleontología de otros depósitos lacustres menores cretácicos, con interés para el presente tema:

A.- SEDIMENTOS LACUSTRES EN LOS BOLSONES NEOCOMIANOS

La información estratigráfica, y su marco tectónico, para los bolsones neocomianos en el brazo Oeste de la Cuenca del Golfo San Jorge (Subcuenca Río Mayo/Río Senguer) es ahora disponible como resultado de la búsqueda de hidrocarburos en el subsuelo durante los últimos lustros (ver Clavijo 1986). Rasgos sobresalientes de las acumulaciones sedimentarias respectivas son los cambios bruscos de sus facies, y los grandes espesores acumulados en intervalos de tiempo relativamente cortos. Esto es consecuencia de la existencia de un prerrelieve muy accidentado, determinado por los rifamientos padecidos por el sustrato. Ahora se resume la información micropaleontológica conocida por el autor (Musacchio et al. 1990) en la sección aflorante en el campo de Parada (Cerrito Guadal), a unos 25 km al Norte del Cerro Ferrarotti, Provincia de Chubut. Aquí, los microfósiles calcáreos proceden de una litofacies pelítico-arenosa varicolor, con escasas rocas carbonáticas asociadas y espesores superiores a los 600 m. Esta litofacies representa un depósito de "barreal", cuya facies coeva de "bajada" conglomerádica lateral, con unos 800 m de espesor, ligada presumiblemente a una escarpa, está expuesta a unos pocos kilómetros al Norte (Formación Albornoz Fernández Garrasino 1975). En los difractogramas de 5 muestras fértiles representativas aparece la Caolinita como arcilla predominante. La facies pelítico-arenosa con niveles lacustres, termina arriba en un paquete finamente laminado, el que es seguido por una cobertura arenosa con estructuras sedimentarias de origen fluvial y disposición presumiblemente progradante. Estos niveles superiores indican el término del sistema local del bolsón, y la integración con un sistema más amplio de sedimentación.

Los microfósiles conocidos hasta el presente son ostrácodos continentales. Entre éstos, el subgénero *Cypridea* (*Ullwellia*) Anderson 1939, está representado con 5 especies. Este taxón es un elemento característico de las denominadas "biofacies wealdianas". Estas biofacies son bien conocidas en la literatura, pues han permitido efectuar correlaciones intercontinentales. Por ejemplo, entre las cuencas del margen continental brasileño y el africano, para el mismo intervalo del Cretácico Inferior, como así también en la cuenca del Wealden nord-europeo, o en las cuencas eocretácicas de China (ver Anderson 1964). Otros géneros representados son *Clinocypris*, *Darwinula*, *Dryelba*, *Rayosoana* y *Wolburgiopsis*. Se han reconocido 13 especies de ambiente continental, incluyendo algunas todavía no descritas. Se destaca la presencia del limnocitérido *Wolburgiopsis plastica* Musacchio 1970 s.l. (Fig. 4). En diferentes niveles, la presencia de un morfotipo ornamentado, junto a otro "normal", sugieren la presencia de cambios ambientales de origen estacional.

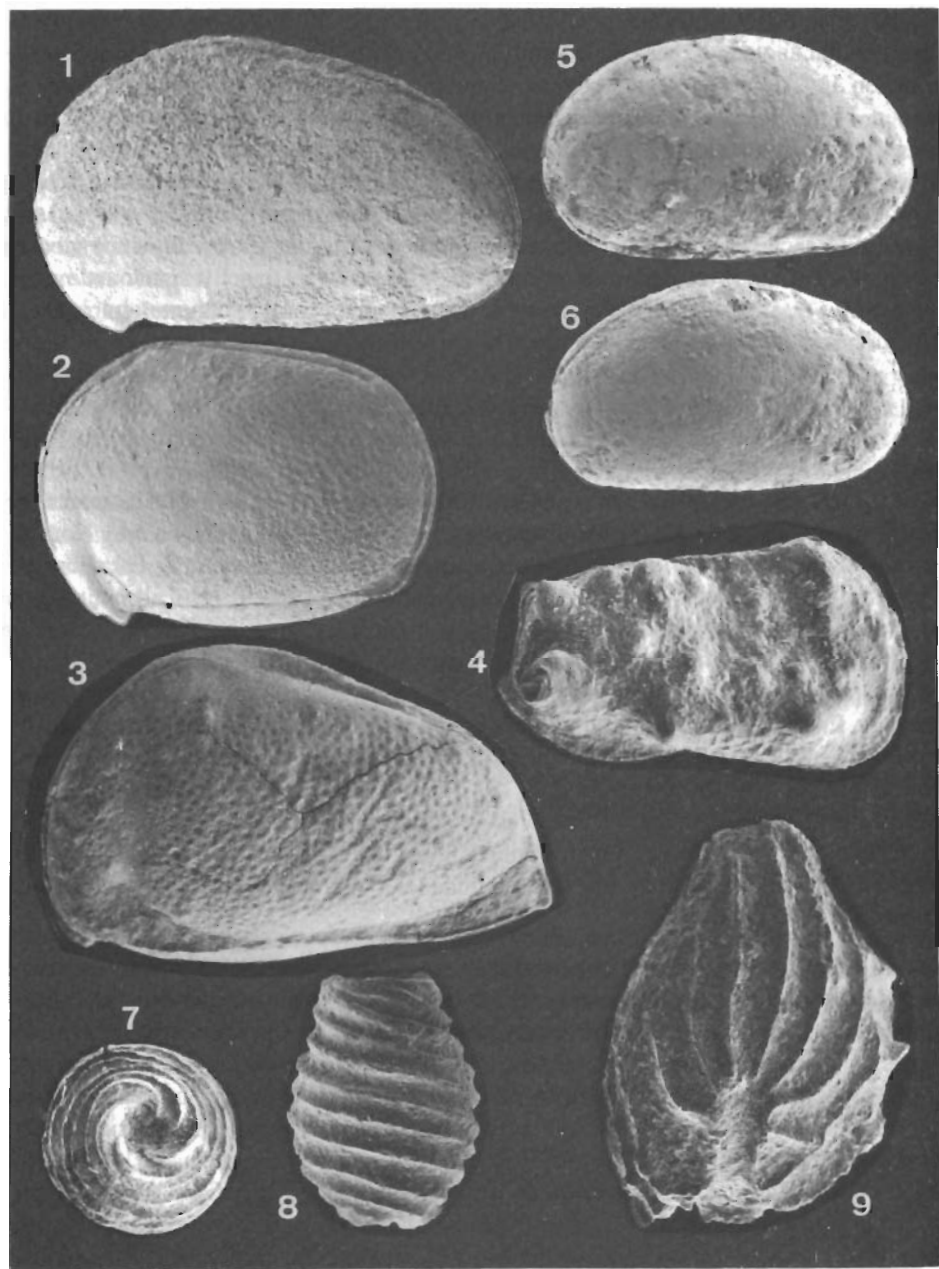
Según Vallati (1992), la abundancia de palinomorfos pertenecientes a *Classopollis* y la relativa escasez de esporas triletes, están reflejando la influencia de un clima templado a cálido, semiárido.

OTROS SEDIMENTOS LACUSTRES COETÁNEOS: La asignación cronológica de la fauna recién anotada se basa en la similitud que la misma exhibe con los ostrácodos de la Formación La Amarga del Hauteriviano Superior Barremiano Inferior en la Cuenca del Neuquén. La microfauna chubutense comparte, entre otras especies, el marcador *Cypridea modestissima* Musacchio 1971, de la zona de trivolvís Musacchio 1986. Los depósitos de margas y calizas lacustres de la Formación La Amarga (Parker) se interdigitan, o bien se superponen, en sectores, a calizas marinas de la Formación Agrio al Sur de Zapala (Musacchio 1986). A diferencia del caso de la Formación Albornoz (ver arriba), los sedimentos subácueos no marinos, están aquí vinculados al borde austral de la cuenca marina. El espacio sedimentario en este borde está regulado por dos factores que actúan en forma conjunta: epirogénesis y fluctuaciones globales del nivel del mar.

B.- LA FORMACIÓN POZO DIADEMA-129

Se trata de una entidad litológica que debe ser estudiada, casi exclusivamente, en el subsuelo de la Cuenca del Golfo San Jorge (Sureste de la Provincia del Chubut y Noreste de la Provincia de Santa Cruz, incluyendo una extensión oriental, mar adentro). Esta Formación está constituida por cuatro litofacies alternantes entre sí en sentido vertical: pelitas grises, oesparitas, areniscas y tobas/tufitas claras. Esta recurrencia sugiere un régimen de fluctuaciones de la línea de ribera del lago. Además, en sectores del borde de la Cuenca, aparecen conglomerados y otros depósitos epiclásticos, abigarrados, no lacustres, en parte fluviales hasta subaéreos. En la localidad tipo, donde esta Formación fue definida y propuesta por Lesta (1968), los espesores son del orden de los 700 m. En los depocentros, la misma Formación puede superar los 1.800 m de espesor (Fig. 18). Sobre la base de estudios sismoestratigráficos, Fitzgerald et al. (1990) interpretan que el estilo deposicional corresponde a una denominada fase de "sag" inicial, emplazada en un amplio combamiento del sustrato. Los mismos autores reconocen asimismo la existencia de tres subunidades, o secuencias litológicas subordinadas, dentro de la unidad mayor.

El estudio de los recortes de perforación en sondeos del Flanco Norte de la cuenca ha permitido reconocer cuatro litofacies: la facies de pelitas grises corresponden a micritas gris oscuras muy finamente laminadas, con gránulos de calcita y ceolitas epigenéticos. En el material arcilloso de 10 muestras representativas del área tipo, analizado por difracción de rayos X, predomina la caolinita y las esmectitas, y en menor proporción y frecuencia aparecen Illita y clorititas. En diversos niveles de esta facies para numerosos sondeos abunda el ostrácodo *Reconconvona? ultima* Krömmelbein & Weber 1971, descrito para la cuenca de Recôncavo del margen continental brasileño. Se trata de un cypridáceo cuyo caparazón tiene morfología simple o generalizada (Fig. 5 y 6). Aparece generalmente con las valvas articuladas y muestra variabilidad intrapoblacional ligada al tamaño y el contorno del caparazón. En muestras aún



distanciadas entre sí por un intervalo estratigráfico considerable, no ha sido posible, sin embargo, discriminar linajes con formas diferentes, dentro de este taxón. El carácter de potencial generador de hidrocarburos de la Formación D-129 está ligado a esta facies de pelitas calcáreas oscuras de ambiente anóxico (cf. Fitzgerald et al. 1990 y bibliografía allí citada). La facies oolítica está constituida esencialmente por oesparitas lacustres, las que conforman una plataforma carbonática de poca profundidad. Ocasionalmente, aparecen oolitas cementadas por sílice o inmersas en un fango arcilloso-calcáreo. No son frecuentes en esta facies los microfósiles calcáreos. El tercer tipo litológico corresponde a rocas piroclásticas. Se trata de tobas y tufitas cuarzosas, bayas o claras. Estas tobas aptianas parecen corresponderse con el episodio volcánico del Grupo Divisadero, en la Sierra de Payaniyeu, un distrito geológico próximo al margen continental occidental, anexo a la cuenca del G.S.J. (Ramos 1979). Algunos pocos afloramientos de la Formación D-129 se conocen al NO de la Cuenca, en particular, al norte de los lagos Colhué Huapi y Musters (Hechem et al. 1987). Se trata de los términos localmente más altos de la misma Formación D-129 que yacen interdigitados con una facies de rocas epiclásticas, hasta conglomerádicas, en partes de origen fluvial y de color morado. En fangolitas verdes, lacustres, de poca profundidad, no anóxicas, se conoce una asociación de ostrácodos y carófitos con la clavatorácea *Flabellochara harrisi* (Peck 1945) (Fig. 9). Esta especie es cosmopolita (EE.UU., Eurasia, Norte de Africa) y está citada frecuentemente en el Aptiano (Cretácico Inferior tardío). Entre los ostrácodos más conspicuos aparecen los Ilyocyprididae: *Neuquenocypris* (P.) *antiqua* Musacchio & Simeoni 1991 y *Rhinocypris diadema* Musacchio & Simeoni 1991.

OTROS DEPÓSITOS LACUSTRES SIMILARES EN LA PROVINCIA DEL CHUBUT: La fosa de Los Adobes (o del Arroyo Perdido) aparece emplazada durante el Jurásico y el Eocretácico, como una prolongación Norte (sublongitudinal), de la Cuenca del G.S.J. Aquí, el carófito *F. harrisi*, arriba anotado para la Formación Pozo D-129, pero ahora junto a ostrácodos del subgénero *Cypridea* (*Cypridea*), caracteriza a los sedimentos basales de

Fig 1-3. Ostrácodos de los bolsones noecomianos. **1:** *Cypridea* (U.) *modestissima* Musacchio 1971. Caparazón en vista lateral izquierda; longitud: 0,95 mm. Formación Albornoz, Chubut. **2:** *Cypridea* (U.) *subcuadrata* Musacchio 1971. Caparazón en vista lateral izquierda; longitud: 0,9 mm. Formación Albornoz, Chubut. **3:** *Cypridea* (U.) *dorsoacuminata* Musacchio 1971. Caparazón en vista lateral izquierda; longitud: 1,10 mm. Formación La Amarga, Neuquén.

Fig. 4. Extremo de la variabilidad en un Limnocytheridae de ambiente inestable; *Wolburgiopsis plastica* (Musacchio 1979) s.l. Caparazón en vista lateral derecha; longitud: 0,49 mm. Formación La Amarga, Neuquén.

Fig. 5-6. Microfósiles aptianos de las Formaciones Pozo D-129 y Barcino. **5-6:** *Reconcovona? ultima* Krömmelbein & Weber 1971 (ostrácodo de facies anóxica). Caparazón en vista lateral derecha; longitud: 0,64 y 0,66 mm, en dos especímenes. Fm. D-129, subsuelo de la Provincia de Santa Cruz.

Fig. 7-9. Carófitos. **7:** *Porochara mundula* (Peck 1945), girogonite en vista apical. **8:** vista lateral del mismo espécimen; longitud del eje polar: 0,45 mm. Fm. Barcino, Chubut. **9:** *Flabellochara harrisi* (Peck 1945). Utrículo en vista lateral; longitud del eje polar: 0,76 mm. Fm. Barcino, Chubut.

la Formación Barcino. Se trata de un delgado aunque conspicuo paquete de tobas verde-claras, lacustres, aflorantes, en diversas localidades de la comarca del Valle medio del Río Chubut (Musacchio et al. 1990).

Por debajo, yace la Formación Los Adobes. En su parte superior, términos conglomerádicos de origen fluvial, incluyen depósitos de uranio. Estos han sido explotados con anterioridad (yacimientos de Los Adobes y Cerro Cóndor), o están ahora en exploración. En América del Norte, los mecanismos propuestos para la fijación de minerales de Uranio en las areniscas triásicas de la Formación Lockaton, infrayacentes al Miembro lacustre Salt Wash (Formación Morrison), parecen interesantes para interpretar el caso presente. Según Turner-Peterson (1979), en las fangolitas lacustres neojurásicas, se forman ácidos húmicos y fúlvicos alcalinos. Estos son expelidos y fijados posteriormente como humatos intersticiales en las rocas clásticas adyacentes. Estos humatos juegan, a su vez, un papel importante para fijar y concentrar, con posterioridad, al ion uranilo soluble. Este último llega en solución por aguas subterráneas, a través de los mismos paleocanales recipientes.

C.- EL SISTEMA HUITRÍN/RAYOSO

En el centro-oeste de Argentina, y durante el Tithoniano-Neocomiano ("Mendociano" Groeber 1946), la Cuenca del Neuquén se corresponde con un engolfamiento marino del Pacífico. Esta secuencia mayor culmina con facies regresivas, correspondientes al Grupo Huitrín/Rayoso en el centro de la Cuenca (ver también Uliana et al. 1975 y Legarreta 1985). Estas facies muestran un grado variable de influencia marina. La regresión es diacrónica para distintos sectores de la cuenca. Las facies marinas permanecen hasta el Barremiano Inferior en las partes más profundas al Sur de Mendoza y Centro de Neuquén (Leanza 1981). Junto al descenso progresivo del nivel del mar, al término del Neocomiano, esta regresión es también influida por los movimientos basculantes "miránicos iniciales" (Stipanovic & Rodrigo 1970). En efecto, el nivel del mar durante el Tithoniano o el Berriasiano, según la curva teórica de Haq, es más bajo comparado con el que alcanza durante el Aptiano. No obstante, la sedimentación durante el Tithoniano-Berriasiano es siempre marina en la Cuenca. En cambio, es no marina durante el Aptiano (parte media y superior del Grupo H/R). La sedimentación no marina del Grupo H/R llega a sumar unos 900 m de espesor en la "fosa" del Agrío. Sobre esta sucesión suprayace, generalmente mediante paraconformidad, el Grupo Pehuenche.

El Grupo H/R incluye una serie de litofacies, esquematizada en el siguiente bosquejo (de abajo hacia arriba):

I. Formación Agrío (Grupo Mendoza)

a. Calizas y fangolitas grises y areniscas marinas.

b. Miembro Chorreado (pelitas y calizas correspondientes a la sección más alta de

la Formación Agrio, de ambiente levemente hipohalino).

En transición sigue:

II. Grupo Huitrín/Rayoso integrado por

- a. Arenisca Troncoso, de ambiente litoral.
- b. Caliza La Tosca, y fangolitas calcáreas intercaladas; con foraminíferos y ostrácodos de filiación marina, ambos de ambiente mixto, a marino-hipohalino.
- c. Yeso Huitrín, bandeado y otros depósitos sedimentarios y estrato ligados evaporíticos.
- d. Pelitas abigarradas; en partes con ostrácodos continentales.
- e. Arenisca Rincón, de origen fluvial. Ocasionalmente, con lentes pelíticas conteniendo ostrácodos continentales.
- f. Formación Ranquiles; constituida por pelitas abigarradas con "biofacies wealdianas" incluyendo algunos pocos foraminíferos hipohalinos.
- g. Areniscas continentales.

En paraconcordancia sigue:

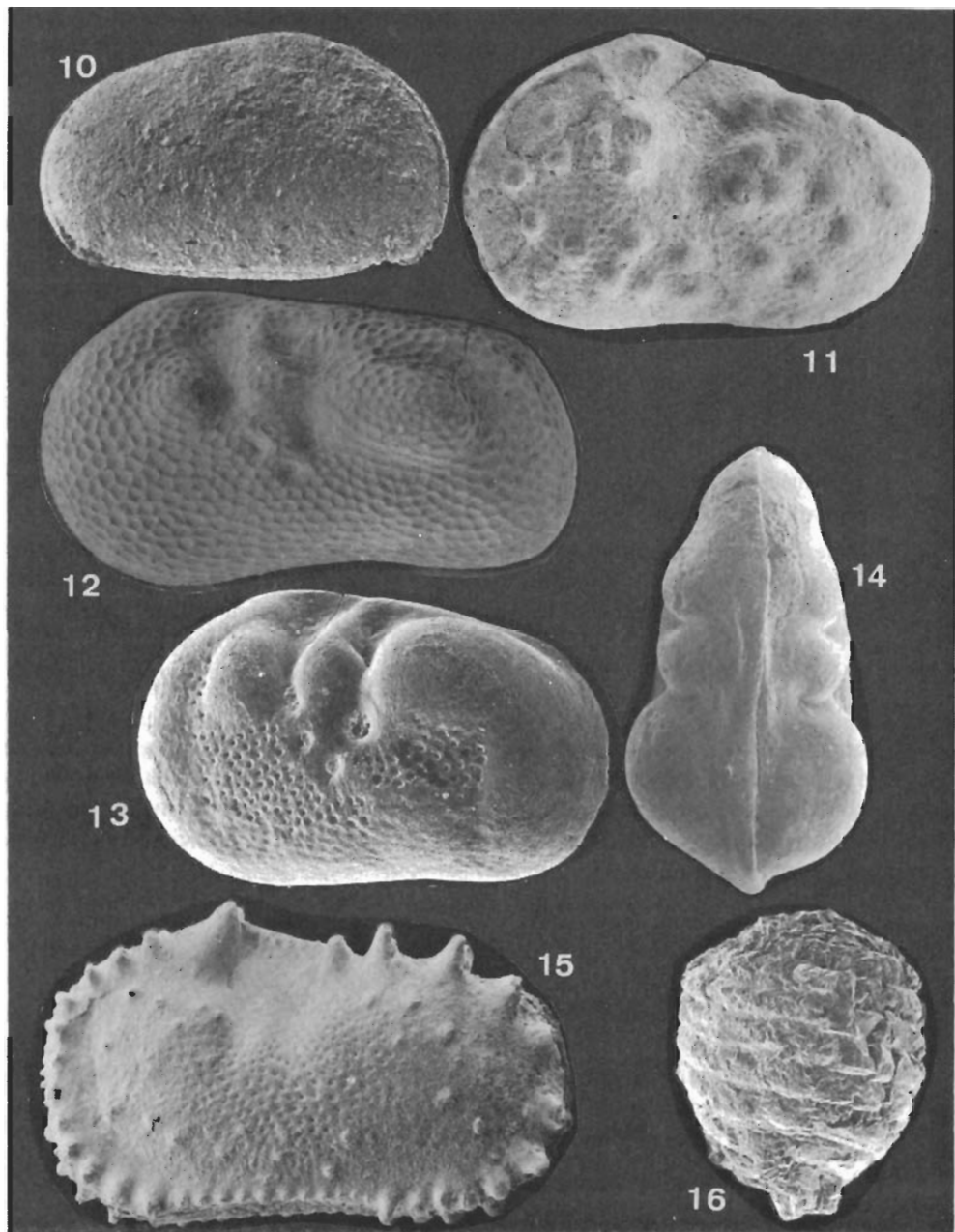
III. Formación Candeleros (Grupo Pehuenche), formada por depósitos clásticos gruesos, post-orogénicos, continentales.

Los depósitos originados en aguas salobres, o de ambiente mixto, con fuerte influencia marina, corresponden a calizas y fangolitas calcáreas con foraminíferos y ostrácodos ceteráceos de filiación marina, pertenecientes a la Formación La Tosca. Asimismo, los paquetes de evaporitas con yeso y silvita sedimentarios y los estrato-ligados de baritina de la Formación La Salina, integrantes del denominado "salinense", se han formado a partir de materiales de origen marino (Brodtkorb et al. 1989).

Los depósitos subácueos con débil o nula influencia marina, están, en cambio, ligados a una litofacies de pelitas abigarradas o varicolores. Esta facies es recurrente dentro la columna: a) en la ya mencionada Formación La Salina, pero ahora por debajo del "Yeso Huitrín", b) en las escasas intercalaciones pelíticas en la Formación Rincón, la que es esencialmente arenosa, y c) en la Formación Ranquiles (Fig. 19).

La Formación Ranquiles Weaver 1931, está constituida por pelitas abigarradas, sedimentadas cíclicamente, que incluyen banquitos de yeso. En particular, algunos niveles de pelitas gris verde-azuladas pueden llevar una asociación de "biofacies wealdianas" del Cretácico Inferior. En la Formación Ranquiles, la asociación de *Cypridea* (*Ullwellia*)-*Flabellochara* cf. *harrisi*-*Mesochara*, ha sido asignada al Aptiano (Musacchio 1986). Los foraminíferos asociados sugieren un contacto marino esporádico y un régimen hidrológico abierto para los cuerpos ácuos correspondientes. Esta biofacies con *Cypridea* (*Ullwellia*) ha sido encontrada, en la misma litofacies, en unidades infrayacentes.

Los sistemas de la Formación Pozo D-129 y del Grupo Huitrín/Rayoso se consideran próximos en el tiempo (Aptiano), aunque segregados en el espacio.



D.- EL "SENONINANO LACUSTRE"

Hacia el Cretácico terminal extensas comarcas de la porción meridional sudamericana quedaron cubiertas por lagos, o bien, por cuerpos de agua mixtos, comunicados con el mar. El registro estratigráfico correspondiente, está bien representado en las cuencas del Neuquén/Colorado y en la de Salta/Puca en Bolivia y Argentina, incluyendo esta última una conexión en territorio chileno. Otros depósitos subácueos tardío-cretácicos han sido registrados en la región cordillerana de Mendoza, en el subsuelo de Córdoba, en San Juan y en Santa Cruz.

En particular, el evento lacustre del Centro-Oeste argentino que ahora nos ocupa, está representado por la Formación Anacleto y la equivalente Coli-Toro Inferior. En este lago se ha depositado una extensa "sábana" arcillosa de más de 120.000 km² de extensión, cubriendo una parte meridional de la Provincia de Mendoza, el oriente de Neuquén y amplios sectores del Oeste extrandino en la Provincia de Río Negro. Los espesores son del orden de los 40-120 m. Estos sedimentos corresponden, en su mayor parte, a fangolitas varicolores estratificadas, mas no laminadas. En diversos difractogramas efectuados en las localidades de Lomas Coloradas y El Zampal las arcillas predominantes son esmectitas e interestratificados de esmectitas / illita; hay también illita y caolinita en algunas de las muestras. Normalmente, faltan rocas psefíticas y no abundan las areniscas de grano grueso. Esto indica una geografía circundante muy baja y un sustrato continuo, apenas arqueado (Fig. 20).

Este evento lacustre fue claramente advertido y objeto de varios estudios de campo por parte de Wichmann (1927 y literatura). El esquema estratigráfico que sigue abajo sintetiza la evolución geológica del denominado "Sistema" Riográndico (Groeber 1946), el que incluye a la Formación Anacleto. El esquema está principalmente basado, en la interpretación de Uliana (1979) sobre la posición estratigráfica de la sección lacustre y sus relaciones con otras entidades litológicas próximas que se le vinculan en sentido vertical. De abajo hacia arriba se distinguen:

Fig. 10-11. Ostrácodos del ambiente salobre en el Grupo Huitrín/Rayoso (Cretácico Inferior tardío). **10:** *Cypridea (Cypridea) sp.* Caparazón en vista lateral derecha. Formación Ranquiles. Quili-Malal, Provincia del Neuquén. **11:** *Neuquenocypris (P.) antiqua* Mus. & Sim. 1991 var. Caparazón en vista lateral izquierda; longitud: 0,87 mm. Formación Huitrín. Aguada Cabrera, Provincia de Mendoza).

Fig. 12-16. Ostrácodos y carófito del "Senoniano lacustre" (Cretácico Superior). **12:** *Ilyocypris riograndensis* Mus. & Sim. 1991. Valva izquierda; longitud: 0,55 mm. Grupo Pehuenche (por debajo de la Formación Anacleto); El Zampal, Provincia de Mendoza. **13:** *Ilyocypris wichmanni punctata* Mus. & Sim. 1983. Valva izquierda; longitud: 0,75. **14:** Caparazón en vista dorsal en otro espécimen de las misma especie; longitud: 0,65 mm; El Zampal, Provincia de Mendoza. **15:** *Neuquenocypris (N.) sp.* Caparazón en vista lateral izquierda; longitud: 1,05 mm; Formación Anacleto, Cerro Villegas, Provincia del Neuquén. **16:** *Gobichara walpurgica* (Musacchio 1973), girogonite en vista lateral; longitud del eje polar: 0,55 mm; Formación Anacleto, Provincia del Neuquén.

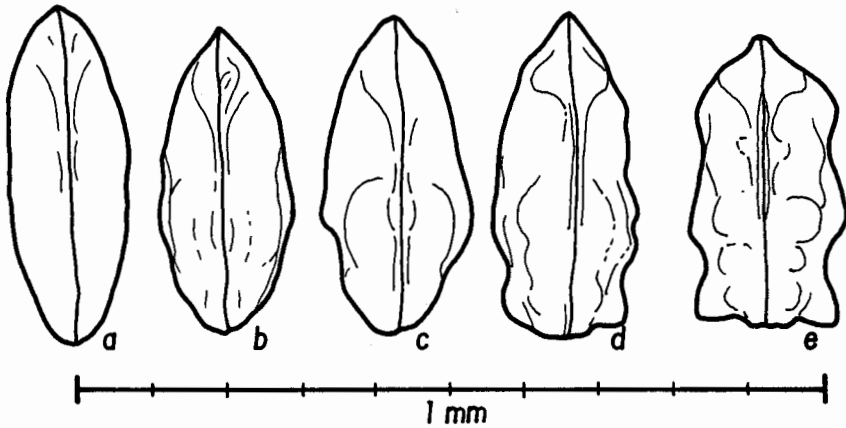


Fig. 17. *Wolburgiopsis plastica* (Musacchio 1970) s.l. a-e: diferentes caparazones en vista dorsal. Este es un caso de variabilidad interpoblacional de ostrácodos en sedimentos lacustres neocomianos de Neuquén, también registrado en sedimentos de antigüedad similar en Chubut.

I. El grupo Pehuenche Doering 1882 (= “estratos con dinosaurios”, = “Grupo Neuquén”; no Formación Río Neuquén) incluye hasta 1.000 m de sedimentos, de carácter molásico, en los depocentros.

- a. En su base yace la Formación Candeleros, muy extendida, aunque relativamente poco potente. Esta entidad, conglomerádico-arenosa, resulta de un pulso orogénico “proto-andino”, de antigüedad no bien conocida hasta el presente (Cretácico Inferior terminal, o más probablemente, del Senoniano temprano).
- b. En la parte media del Grupo Pehuenche, en particular en el límite de las entidades menores subordinadas Lisandro/Portezuelo, han aparecido localmente carófitos y ostrácodos (Musacchio 1973) en facies palustres.
- c. La Formación Anacleto culmina la secuencia del Grupo Pehuenche. Esta Formación constituye una entidad caracterizada por una rica asociación de ostrácodos y carófitos. Los microfósiles aparecen en una elevada proporción de las aproximadamente 500 muestras de fangolitas estudiadas hasta el presente. Las muestras fértiles son más frecuentes en los perfiles de El Zampal (Mendoza), Sierras Coloradas, Paso Córdoba (Río Negro) y Vista Alegre Neuquén. La proporción de muestras fértiles es relativamente menor en Cerro Negro y Coli Toro (Río Negro). Las fangolitas fértiles más comunes son de color morado, verde, gris, rojo y ladrillo (este último debido a epigénesis?). Los microfósiles, en cambio, faltan en otros intervalos fangolíticos infrayacentes, pertenecientes a entidades más antiguas dentro del mismo grupo Pehuenche, los que parecen corresponder a depósitos de barreal. Sin embargo, hay excepciones como en

el caso recién anotado en I-b, o bien para el distrito El Zampal, que será analizado más abajo.

II. Suprayace al Grupo Pehuenche la Formación Allen. Esta es principalmente pelítica, incluyendo biofacies de origen en aguas de ambiente mixto, hipohalino. En numerosos niveles se han encontrado foramíferos.

III. a. Se pasa, mediando un paquete de yeso sedimentario, a depósitos marinos de la Formación Jagüel (principalmente del Maastrichtiano y en parte del Daniano).

b. Siguen depósitos de calizas marinas, proximales, de la Formación Roca, cubiertas a su vez por un paquete de yeso de origen regresivo.

IV. Finalmente, aparecen depósitos continentales, en partes lacustres, y ocasionalmente comunicados con el mar, pertenecientes a las Formaciones El Carrizo y equivalentes (en las Provincias del Neuquén y de Río Negro) y Pircala (al sur de la Provincia de Mendoza).

Entre los ostrácodos que caracterizan a los sedimentos lacustres de la Formación Anacleto abundan los Ilyocyprididae. En particular, debe consignarse la especie *Ilyocypris wichmanni* Musacchio 1973, caracterizada por un caparazón piriforme en vista dorsal debido a una expansión lobular póstero-dorsal (Fig. 13 y 14). Esta especie es marcadora de la Zona de apogeo homónima (Musacchio 1986) y está presente, casi invariablemente, en las muestras fértiles. El Limnocytheridae *Wolburgiopsis neocretacea* (Bertels 1972) está frecuentemente asociado a las especies de Ilyocyprididae. En la Formación Anacleto esta especie no muestra marcado polimorfismo. Esto sugiere la existencia de condiciones de estabilidad, tanto del nivel del lago como de la salinidad.

Resulta de interés ahora, hacer un comentario sobre la presencia, en estos sedimentos lacustres, de especies asignables a géneros con filiación marina. Se trata de las especies *Neocyprideis? zampalensis* Musacchio 1979 y *Perissocytheridea cf. informalis* Musacchio 1979, en niveles infrayacentes a la Formación Anacleto en El Zampal y *Ovocytheridea? rionegrensis* Musacchio 1973, y *Metacytheropteron? sp.* Musacchio 1973, en la Formación Anacleto de Paso Córdoba. Es que los géneros *Neocyprideis* Apostolescu 1956, *Ovocytheridea* Grekoff 1951 y *Metacytheropteron* Oertli 1957, están representados por especies marinas en África. Estos son todos Cytheracea, grupo este que no parece atravesar fácilmente barreras geográficas aéreas de aislamiento. Este impedimento no afecta, en cambio, a diversos Cypridacea, pues soportan la desecación de sus huevos y pueden ser distribuidos por los vientos u otros agentes aéreos. Finalmente, *Perissocytheridea* Stephenson 1938 es un género propio del ambiente de aguas mixtas.

Ostrácodos similares a los recién anotados faltan hasta el presente en el registro de asociaciones no marinas del Cretácico Inferior estudiadas por este autor. Estos géneros habrían entonces colonizado con posterioridad la región, compartiendo el dominio con los no marinos Ilyocyprididae y los Limnocytheridae, los que, en cambio, sí tienen representantes eocretácicos en Patagonia. Con posterioridad al grupo Rayoso (el que subyace al Grupo Pehuenche), no hay

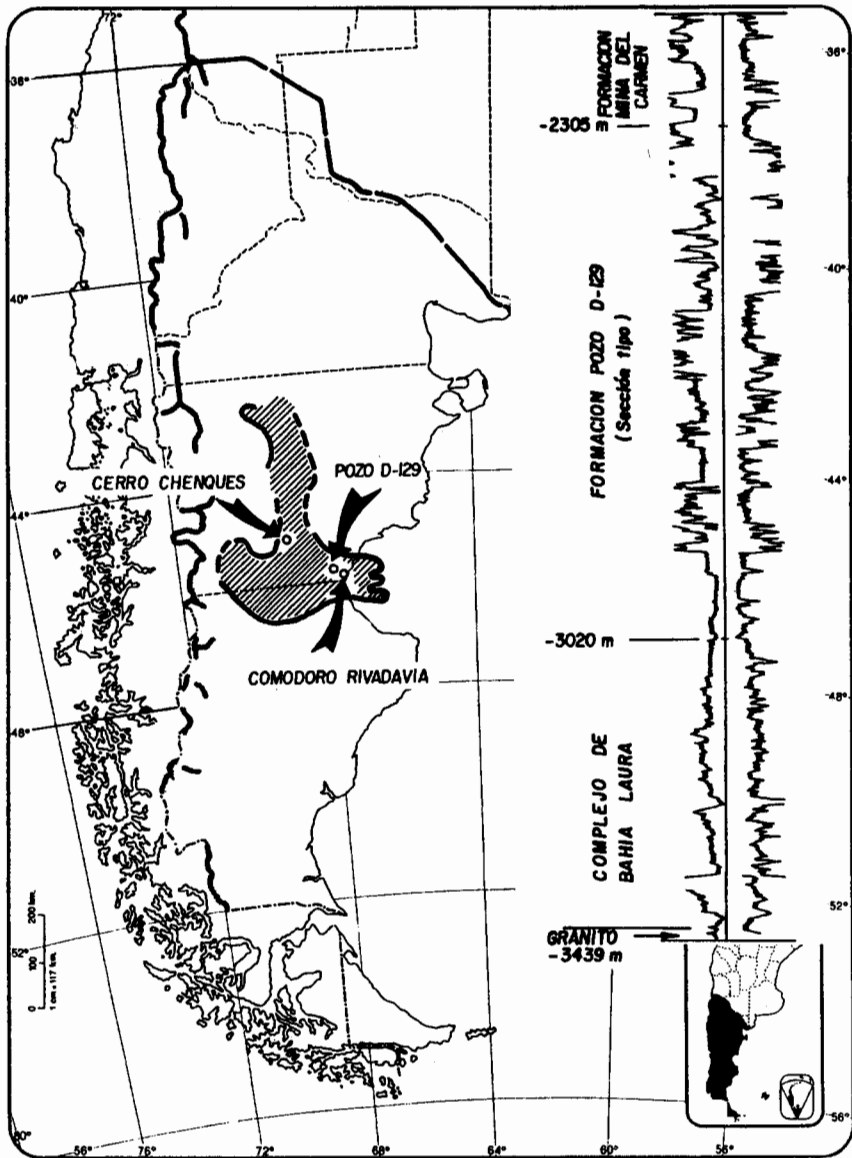


Fig. 18. Extensión de los depósitos lacustres aptianos de la Formación Pozo Diadema-129 y otros equivalentes de la Formación Barcino en la fosa de Los Adobes. Adjunto: el perfil eléctrico del sondeo D-129; sección tipo de la formación homónima.

registro de sedimentos marinos hasta después de la Formación Anacleto. Cabe entonces la pregunta de si el Grupo Pehuenche, en cuyos términos cuspidales aparece el sistema lacustre que ahora nos ocupa, está interdigitado hacia el borde oriental de su cuenca con sedimentos marinos. Esta relación explicaría la presencia de los *Cytheracea* problemáticos, anotados. Si bien en ningún caso de las aproximadamente 900 muestras revisadas para el grupo Pehuenche han aparecido foraminíferos, esta interdigitación es propuesta ahora como hipótesis de trabajo. En tal caso, el "Senoniano lacustre" debe ser un sistema hidrológicamente abierto. Un mejor conocimiento del subsuelo, para la fosa del Colorado, todavía inexplorado para los ostrácodos tardío-cretácicos, permitirá en el futuro obtener evidencias que ayuden a interpretar la presencia de estos *Cytheracea* no esperados y todavía no explicados.

CONCLUSIONES

1.- Los depósitos límnicos cretácicos en Patagonia septentrional muestran escasa o nula relación con los lagos actuales, tanto en el marco geológico, como en su localización geográfica. En los momentos de máxima expansión, los lagos cretácicos alcanzaron una extensión considerablemente mayor que los recientes. Asimismo, los espesores sedimentarios involucran intervalos considerables del tiempo geológico. Estos intervalos son muy diferentes que aquellos previstos por los neontólogos para acotar etapas de la sucesión ecológica.

2.- Los ostrácodos y carófitos, contenidos en los sedimentos lacustres ahora tratados, permiten aproximar la edad geológica y establecer correlaciones estratigráficas con otros depósitos similares, arealmente segregados, dentro del dominio extra-andino.

3.- Entre los casos analizados, algunas secciones litológicas incluyen materia orgánica generadora de hidrocarburos, o bien, yacimientos sedimentarios o estrato-ligados, tanto metalíferos como no metalíferos, los que han sido explotados o están ahora en exploración.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea dejar constancia de su reconocimiento al Laboratorio de Fluorescencia por Raxos X de la Universidad de la Patagonia por la obtención de difractogramas en diferentes muestras y al Químico Sr. M. Viola, del mismo Laboratorio, por la identificación de las arcillas correspondientes. El geólogo Augusto Silva Telles Jr. (PETROBRAS) tuvo la amabilidad de leer y comentar el original. Del mismo modo agradece al Sr. Andrés Blachakis (Universidad de la Patagonia) por la confección de los gráficos del presente artículo.

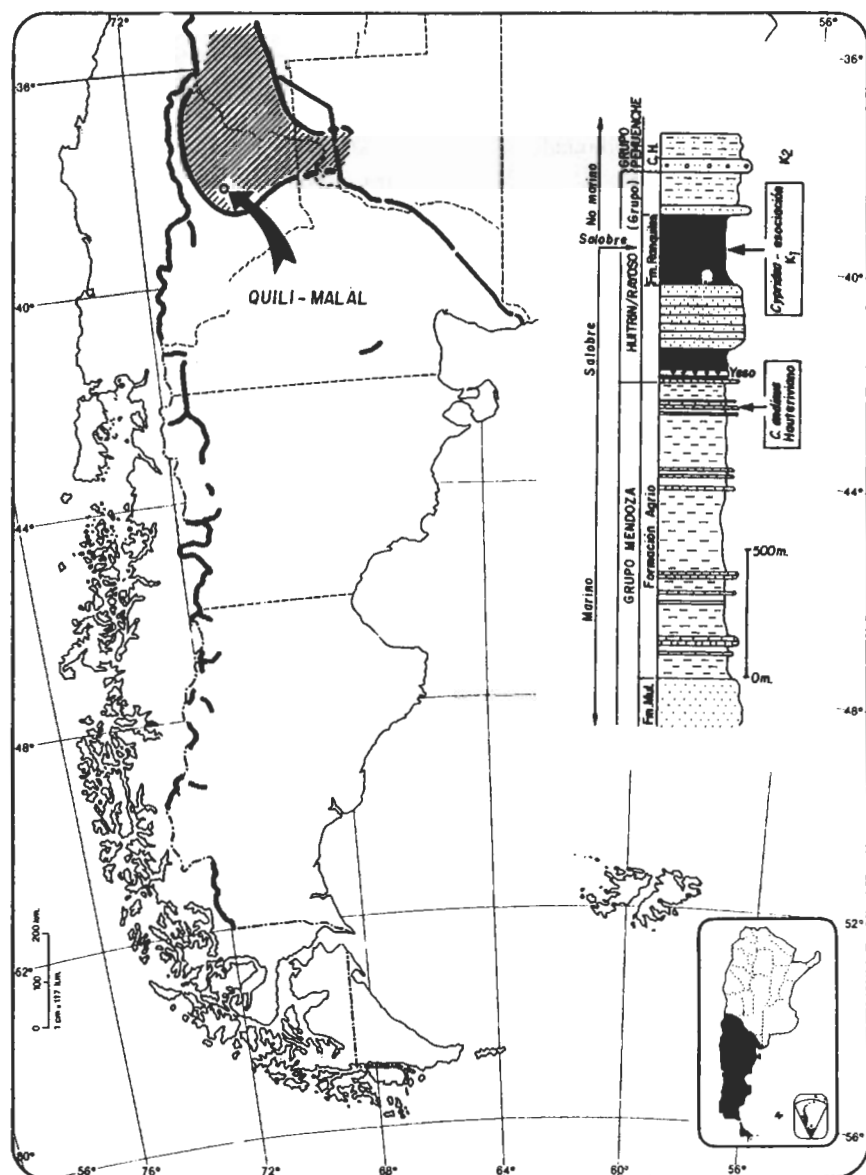


Fig. 19. Extensión del Grupo Huitrín/Rayoso (Uliana et al. 1975) y perfil esquemático en la "Fosa" del Agrio, donde este grupo alcanza espesores máximos. En negro las facies pelíticas, en partes subácueas.

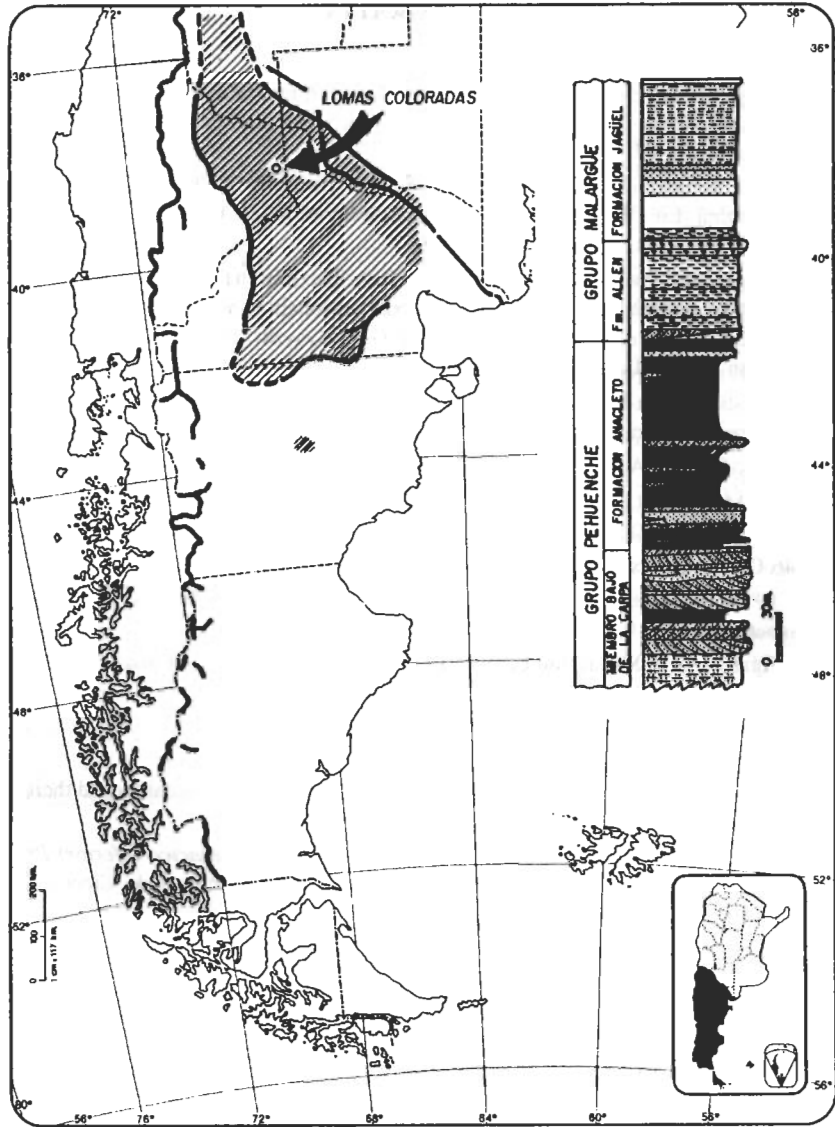


Fig. 20. Los depósitos lacustres de la formación Anacleto cubren una extensión mínima de aproximadamente 120.000 km². El perfil de Lomas Coloradas (según Uliana 1979) muestra las relaciones de la Formación Anacleto con los sedimentos fluviales infrayacentes y los depósitos de ambiente mixto de la Formación Allen suprayacentes. En negro, las pelitas lacustres.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson F. W. 1964. The Jurassic-Cretaceous transition: the non-marine ostracod faunas. En: *The Boreal Lower Cretaceous*. Ed.: R. Casey & P. F. Rawson, Seel House Press, Liverpool. (*Geol. Journ. Spec. Iss.* 5) pp. 101-110.
- Brodtkorb M. K. de, Schalamuk I. B. A. & Ametrano S. 1989. Barita and Celestite stratabound Ore Fields in Argentina. En: *Non metalliferous stratabound ore fields*. Ed.: M. K. de Brodtkorb. Van Nostrand Reinhold, New York. pp. 41-68
- Carbonel P., Mourguiart Ph. & Peypouquet J.-P. 1990. The external mechanisms responsible for morphological variability in Recent Ostracoda: seasonality and biotope situation: en example from the Lake Titicaca. En: *Ostracoda and Global events*. Ed.: R. Wathley & C. Marbury, Chapman & Hall, London. 25:331-340.
- Clavijo R. 1986. Estratigrafía del Cretácico Inferior en el sector occidental de la Cuenca del G.S.J. *Boletín Inf. Petrol.* (Tercera época), Buenos Aires, 3:15-32.
- Eicher D. L. & McAlester A. L. 1980. *History of the Earth*. Prentice-Hall, New Jersey. pp. 1-413.
- Fitzgerald M. G., Mitchum R. M., Uliana M. A. & Biddle K. T. 1990. Evolution of the San Jorge Basin, Argentina; *A.A.P.G. Bulletin*, Tulsa, 74:879-920.
- Groeber P. 1946. Observaciones geológicas a lo largo del Meridiano 70. *Revista de la Asoc. Geol. Argent.* 1:5-161.
- Hartmann G. 1975. Ostracoda. En: *Klassen und Ordnungen des Tierreichs*. Ed.: H. E. Gruner & G. Fischer, Jena. V (I); 2, pp. 569-786.
- Hechem J. J., Figari E. G. & Musacchio E. 1987. El hallazgo de la Formación Pozo D-129 en superficie, información estratigráfica y paleontológica. *Petrotecnia* 28:35-58.
- Krömmelbein K. & Weber R. 1971. Ostracoden des Nordost-Brasilianis ches Wealden. *Beihefte Geol. Jb.* 115:1-93.
- Leanza H. 1981. The Jurassic-Cretaceous boundary beds y West Central Argentina and their ammonite zones. *N. Jb Geol. Palaeont. Abh.* 161:62-92.
- Legarreta L. 1985. *Análisis estratigráfico de la Formación Huitrín (Cretácico Inferior) Provincia de Mendoza*. Tesis Doctoral (inéedita). Univ. Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Lesta P. 1968. Estratigrafía de la Cuenca de Golfo San Jorge. *Actas III Jornadas Geológicas Argentinas* 1:251-289.
- Musacchio E. 1970. Ostrácodos de la superfamilia Cytheracea y Darwinulacea en la Formación La Amarga (Cretácico Inferior) en la Provincia de Neuquén. Argentina. *Revista de la Asoc. Paleont. Argent.* 7:301-316.
- Musacchio E. 1973. Caróphytas y ostrácodos no marinos del Grupo Neuquén (Cretácico Superior) en algunos afloramientos de las Provincias de Río Negro y Neuquén, Argentina. *Rev. Mus. La Plata (N.S.) Pal.* 8:1-32.
- Musacchio E. 1986. Biostratigraphy of the non marine Cretaceous ostracods of Argentina based on calcareous microfossils. En: *Cretaceous of the Western Tethys*. Ed.: J. Wiedmann, Tübingen, pp. 811-850.

- Musacchio E., Pujana I. & Beros C. 1990. Microfósiles continentales del J/K en Chubut y su contribución a la bioestratigrafía de la Cuenca del G.S.J., Argentina. En: *Bioestratigrafía de los Sistemas regionales del Jurásico y el Cretácico de América del Sur*. Ed.: W. Volkheimer, Buenos Aires, 2: 355-371.
- Musacchio E. & Simeoni M. 1991. Taxonomy of some Cretaceous non-marine ostracods of palaeobiogeographical interest. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* 180:349-389.
- Ramos V. 1979. El vulcanismo del Cretácico Inferior de la Cordillera Patagónica. *Actas VII Congr. Geol. Argent. I*: 423-435.
- Stipanovic P. N. & Rodrigo F. 1970. El diastrofismo eo- y mesocretácico en Argentina y Chile, con referencia a los movimientos jurásicos de la Patagonia. *Actas 4 Congr. Geol. Argent. 2*: 337-352.
- Tapia A. 1935. Pilcomayo. Contribución al conocimiento de las lagunas argentinas. *Boletín Dir. Minas y Geol.* 40:1-124. Min. Agric. de la Nación; Buenos Aires.
- Turner-Petersen C. 1979. Lacustrine Humate Model Sedimentologie and Geochemical Model for Tabular Uranium Deposits. *Bull. Am. Assoc. Petr. Geol.* 63:843.
- Uliana M.A. 1979. *Geología de la Región comprendida entre los ríos Colorado y Negro, Provincias del Neuquén y Río Negro*. Tesis Doctoral (inédita). Fac. Cs. Nat., Univ. Nac. La Plata.
- Uliana M. A., Dellapé D. & Pando G. 1975. Distribución y génesis de las sedimentitas rayosianas. *Segundo Congr. Iberoam. Geol. Econom.*, Buenos Aires, 1:151-170.
- Uliana M. A. & Musacchio E. 1979. Microfósiles calcáreos no marinos del Cretácico Superior en Zampal, Provincia de Mendoza, Argentina. *Revista Asoc. Paleont. Argent.* 15:112-135.
- Vallati P. 1992. Palynology of the Lower Cretaceous Albornoz Formation in the San Jorge Gulf Basin, Argentina. *Neues J. Geol. Palaeont.* (en prensa).
- Wichmann R. 1927. Sobre la facies lacustre senoniana de los estratos con dinosaurios y su fauna. *Bol. Acad. Nac. Cienc. Córdoba* 30:383-406.

USO Y ABUSO DEL TITULO DEL ARTICULO CIENTIFICO EN LA LIMNOLOGIA ARGENTINA

Andrés BOLTOVSKOY

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
Casilla de Correo 712
1900 La Plata, Argentina

ABSTRACT: USE AND MISUSE OF THE SCIENTIFIC ARTICLE TITLE IN ARGENTINE LIMNOLOGY.- A scientific paper is comparable with a letter whose author is the sender and the title - the address. The wrong address precludes the letter from reaching its addressee, or delays delivery. In a scientific paper the wrong title has the same effect. A clear and concise title is one which conveys efficiently the contents of the paper, while allowing adequate classification in- and retrieval from bibliographic databases. Using examples from the Argentine limnological literature this essay analyzes titles which are extremely long, too imprecise, redundant and ambiguous, and reviews the use of superfluous and affected words, jargon, acronyms, abbreviations, formulas, etc. An overview of the factors which should be taken into account when creating the title of an article is presented.

INTRODUCCION

Un trabajo científico es una carta. Su autor es el remitente y su título es la dirección. Una dirección equivocada hace que la carta no llegue a destino o llegue con retraso. Un título inapropiado en un trabajo científico, produce el mismo efecto. No hay necesidad de leer una carta para saber si está dirigida a nosotros. Tampoco un investigador debe verse obligado a leer el contenido de un trabajo para enterarse de si está dentro de su área de interés. Para que el trabajo encuentre a sus destinatarios, es muy importante que se lo provea de un título apropiado. Este deberá cumplir una doble función: llamar la atención del investigador potencialmente interesado en el tema, evitándole pérdidas de tiempo a aquel cuya esfera de acción es otra, y permitir una correcta clasificación (*indexación*) del trabajo para que su recuperación no resulte dificultosa. La diferencia entre un título bueno y uno malo, puede ser la diferencia entre un trabajo leído y uno ignorado.

Puede imaginarse que un artículo científico es un recipiente dentro del cual se ha volcado cierta cantidad de información. El contenido de ese recipiente se identifica mediante un título, de la misma manera que el contenido de un frasco en un droguero se identifica mediante un rótulo. Si disponemos de sólo dos frascos en el estante, la ausencia o la falta de claridad en los

rótulos no es un problema. En segundos podemos verificar el contenido de cada uno de ellos. Pero si estamos buscando un reactivo en una estantería con centenares de frascos, las etiquetas se vuelven imprescindibles. Sería una labor ímproba revisar o analizar frasco por frasco hasta dar con lo que se busca. Del mismo modo, el creciente caudal de información científica en forma de publicaciones, hace que el título adquiera cada vez mayor importancia en la identificación rápida y precisa de su contenido. Pero sólo un título veraz, claro y conciso es el que ilustra en forma eficaz sobre los alcances de un trabajo.

Para una botella con ácido sulfúrico podríamos elegir rótulos con diferentes características. Por ejemplo:

**Acido*, sería un rótulo insuficiente.

**Poderoso oxidante de pH bajo con una proporción atómica de 1:4:2 de S, O e H, respectivamente*, además de pedante sería demasiado largo y confuso.

**Sulfato de amonio*, sería un rótulo mentiroso.

**Compuesto inorgánico: Acido sulfúrico (vitriolo)*, sería redundante.

**Acido sulfúrico*, es un rótulo perfecto.

De los cinco rótulos propuestos, cuatro son veraces, pero sólo uno es el adecuado: aquél que siendo breve identifica con precisión el contenido del recipiente.

A veces alguien realiza por nosotros el esfuerzo de ordenar los frascos del droguero, de modo que no haya necesidad de revisar uno por uno todos los estantes. Si lo que buscamos es una botella de ácido sulfúrico, bastará con revisar el estante correspondiente a los ácidos. Un rótulo inapropiado puede hacer que la botella vaya a parar al estante de las sales o de las alcoholes y no logremos encontrarla.

La actividad científica no es hoy lo que era antes. En nuestros días se encuentran trabajando más científicos que los que hubo en toda la historia de la ciencia, y cada década su número se duplica (Bartholomew 1982). La producción científica es tanta que nosotros, los investigadores, además de restringir cada vez más nuestro campo de acción, debemos estar actualizándonos permanentemente. La selección (*recuperación*) de unos pocos trabajos de nuestro interés, entre miles o millones de aquellos con los que no queremos tener nada que ver, es posible gracias a las revistas secundarias y a las bases de datos electrónicas (*online* o en discos magnéticos y compactos; ver Benning 1990). Hay bases de datos que sólo proporcionan el nombre del autor, el título y los datos de publicación. En muchos casos la clasificación por temas se lleva a cabo en forma automática mediante computadoras que toman los términos incluidos en el título independientemente de su contexto (ver Emiliani 1986). Así es como un trabajo incorrectamente titulado puede quedar perdido en un "estante" equivocado. Será localizado por aquellos a quienes el tema no les interesa y es posible que los potenciales interesados nunca se enteren de su existencia. En todo caso el título es siempre parte importante de la información para la búsqueda posterior. El requisito de un título conciso y específico es una moda. Pero las modas no siempre responden a razones triviales, sino que suelen ser una

adaptación a las necesidades de una época.

En la alegoría de la botella de ácido sulfúrico, ante la lista de rótulos posibles, no es difícil decidir cuál es la mejor opción. Sin embargo, muchos títulos que no son la mejor opción para un trabajo dado, aparecen impresos, habiendo pasado indemnes a través de la autocrítica de los autores, la astucia de los árbitros y el rigor de los comités de redacción. Si bien esto sucede no sólo en la Argentina y no sólo en limnología (ver Day 1983, Booth 1988), analizaré aquí los vicios más comunes, que en forma aislada o combinados, aparecen en nuestra literatura limnológica (sensu lato) del último cuarto de siglo.

LOS TITULOS IMPRESOS

Cuando se escribe un trabajo, el título suele ser lo último que se define. Pero una vez impreso, será lo primero que se lea. Tal vez lo único. Podemos apreciar un buen título una vez que conocemos el contenido del artículo. Por el contrario, en muchos casos, un título ineficaz es reconocible aún aislado del resto del trabajo. No se trata aquí de trabajos cuyo contenido es lo bastante vago y disperso como para que la tarea de ponerle un buen nombre se torne en una misión imposible. Se trata de trabajos que, independientemente de su calidad intrínseca, son encabezados por títulos poco felices.

1. Títulos demasiado largos. El título, el resumen y el cuerpo principal de un trabajo corresponden a tres niveles crecientes de información sobre el mismo objeto. Cada uno cumple una función diferente y ninguno tiene que ocupar el lugar del otro. Salvo raras excepciones, un título razonable no debe sobrepasar las 10-12 palabras, o los 90-100 caracteres (CBE 1964, O'Connor & Woodford 1979). En muchos casos, 10 palabras también pueden ser demasiadas. Veamos el siguiente ejemplo de un título de unas 40 palabras:

Halipegus ovocaudatus (Vulpian, 1959) Looss, 1899 (Hemiuridae, Halipeginae) parásita de Rana esculenta Linnè, de Europa y Genarchella genarchella Travassos, Artrigas y Pereira, 1928 (Hemiuridae, Halipeginae) parásita de Salminus maxillosus Valenciennes, 1840 del sudeste de América del Sur. Anatomía y posición sistemática (Physis B 44:19, 1986).

Veamos ahora el resumen del mismo trabajo:

Species as Halipegus ovocaudatus (Vulpian, 1959) Looss, 1899 (Hemiuridae, Halipeginae) and Genarchella genarchella Travassos, Artrigas y Pereira, 1928, types of the genera Halipegus and Genarchella respectively, are here described in detail. The study of their anatomy has allowed the questioned genera to be systematically placed as well as redefined them in an accurate way.

El espacio que ocupan título y resumen es similar y ambos ofrecen prácticamente la misma información. Con semejante título, ¿hay necesidad de un resumen?, o al revés, habiendo resumen, ¿qué función cumple un título así?

Un título breve facilita su lectura, su transcripción y la ubicación eficiente y rápida del trabajo dentro de un área científica. Uno largo resulta engorroso y cansador durante el proceso de revisar una lista más o menos extensa y además, presenta dificultades durante el trabajo de *indexación*. Varios factores pueden determinar que un título se extienda más de lo conveniente. La profusión de nombres y fechas, el empleo de palabras superfluas y las iteraciones son los más comunes. Con frecuencia los títulos seriados también suelen extenderse más de la cuenta. Cada uno de estos casos se analizará en forma independiente.

2. Exceso de nombres y fechas. El título de un trabajo no debe parecerse a una sinonimia taxonómica. Los nombres científicos en un título, según el caso, pueden ser importantes. Los nombres de los autores de los taxones lo son rara vez. Las fechas son casi siempre irrelevantes. Hay datos que suelen ser útiles dentro del cuerpo principal del trabajo, pero que ubicados dentro del título, además de ser innecesarios, entorpecen su lectura fluida, dificultan su comprensión y favorecen la generación de errores durante el proceso de transcripción. Veamos el siguiente ejemplo:

El género Urocleidoides Mizelle y Price, 1964 (Monogenea: Ancyrocephalidae). Anatomía y posición sistemática. Urocleidoides mastigatus sp. nov. y U. travassosi (Price, 1934) Molnar, Hanek y Fernando, 1974 parásitas de Rhamdia sapo (Valenciennes, 1840) Eigenmann y Eigenmann, 1988 y Pimelodella laticeps, Eigenmann, 1917 (Pisces: Siluriformes) de la laguna de Chascomús, República Argentina (Physis B 44:73, 1986).

Este título, que parece tomado del libro de Guinness, mide 90 cm de largo en la tipografía original. Está compuesto de tres frases, con alrededor de 50 palabras, incluyendo 13 menciones de nombres científicos, 6 fechas y 12 nombres propios entre autores, arregladores y geográficos. Por alguna razón, títulos de esta naturaleza no son raros en los trabajos de parasitología, obligando a uno a recorrer varias veces el laberinto de nombres y fechas para comprender quién parasita a quién.

3. Títulos redundantes. Una de las fallas que el autor puede remediar con sólo releer su título recién redactado, es la información iterativa o reiterativa. En:

Aquatic Oligochaeta in some tributaries of the Río de la Plata, Buenos Aires, Argentina (Hydrobiologia 144:125, 1987).

¿Qué estarían haciendo los oligoquetos en los tributarios del Río de la Plata si no fueran acuáticos?. En este otro caso,

Hydra (Chlorohydra) plagiodeamica sp. nov., una hidra verde del río Salado, República Argentina (Cnidaria, Hydrozoa) (Physis 28:203, 1968),

es lo mismo *Hydra (Chlorohydra)* que *una hidra verde*, así que una de las dos sobra (para abreviar, también podría haberse evitado la palabra *República*). Es innecesario mencionar en un título tanto el nombre vulgar como el científico cuando estos son similares. Aún si fueran diferentes debería optarse por uno de los dos (y no por el vulgar, si éste fuera poco conocido).

Encontramos un ejemplo más en el encabezamiento de las siguientes notas:

Notas faunísticas y bioecológicas de Península Valdés y Patagonia - XXV - Batraco-herpetofauna de la Península Valdés y Costas Patagónicas (Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego, República Argentina) (Neotropica 26:99, 1980).

Dejando de lado que la Península Valdés de por sí ya es parte de la Patagonia, aquí la misma información geográfica aparece en tres lugares diferentes: en el título principal, en el subtítulo y, por si queda alguna duda, en la aclaración. ¿Es necesario insistir tanto sobre lo mismo?

4. Abuso de palabras superfluas. Las palabras superfluas o parásitas son las que viven a costas del título sin prestarle ninguna utilidad. Algunas de ellas se repiten en los títulos con suma frecuencia, ya sea solas o combinadas en frases hechas. Las reconocemos porque ninguna podría constituirse en una *palabra clave* o, dicho de otra manera, porque son inútiles para identificar el contenido de un trabajo científico. Combinando el empleo de palabras superfluas con la costumbre de presentar un trabajo en forma seriada, el presente ensayo podría subdividirse en notículas, donde el contenido de esta sección se transformaría en:

Nuevos aportes al conocimiento y contribución al estudio de aspectos relativos a los títulos. VIII. El empleo de palabras parásitas. II. Adiciones a una lista preliminar (Inédito).

En la tabla I se presenta la lista de las palabras superfluas más frecuentes. Esta tabla permite crear, sin esforzar la imaginación, innumerables títulos de baja eficacia. Los ejemplos pueden buscarse en las páginas de casi cualquier número de nuestras revistas dedicadas a las ciencias naturales.

El empleo continuado de palabras superfluas hace que a veces se desvirtúe su sentido original, como en:

Contribuciones sobre protección, conservación, investigación y manejo de la vida silvestre y áreas naturales. VII... (Hornero, n° extraord. 1983:282).

Tabla I. Palabras superfluas o parásitas más frecuentes en los títulos, y sus posibles combinaciones. Tomando un elemento de la primera columna y combinándolo con los de las columnas 2, 3 y 4, en ese orden, se pueden obtener centenares de variantes que tengan sentido. Mayor número de posibilidades se abre cambiando el orden de las palabras o prescindiendo de los adjetivos.

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
ALGUNOS/AS	ADICIONES		ACERCA DE	
	APOORTE/S			
	ASPECTOS		AL CONOCIMIENTO DE	
	COMENTARIO/S			
	CONSIDERACIONES		AL RECONOCIMIENTO	
NUEVO/A/OS/AS	CONTRIBUCIONES	INTERESANTE/S		
	DATOS		CON RESPECTO A	
	ENFOQUE/ES			
	ESTUDIO/OS		REFERIDOS A	
PRIMERO/A/OS/AS	INVESTIGACIONES	PRELIMINARES		
	NOTA/S		RELATIVAS A	
	NOTICIA			
	NOTICULA/AS		RESPECTO DE	
	NOTULA/AS			
	OBSERVACION/ES		SOBRE	

Referencias: (1) Adjetivo opcional. Sirve para minimizar el valor de los resultados del trabajo (*algunos, primeros*) o para destacarlos (*nuevos, primeros*). Nótese que la palabra *primeros* es muy útil por que puede interpretarse de dos maneras opuestas. (2) Sustantivo opcional. Suele sugerir una escasez de resultados. (3) Exactamente igual que en (1). (4) Sirve de nexa con (5). (5) Aquí, cada autor puede introducir detalles referidos al contenido de su artículo.

La palabra *contribución* por sí sola no es sinónimo de *contribución al conocimiento*. Aquí, *contribución* equivale a *cuota*. En sentido figurado, se puede contribuir al conocimiento ya existente sobre un tema con una cuota de conocimiento más. La expresión *contribución al conocimiento* generalmente es innecesaria, pero es correcta. *Contribución sobre* es innecesaria y además incorrecta. Se puede contribuir *a*, contribuir *en*, o *con*, pero no es posible contribuir *sobre*. Un caso similar es el de la palabra *aporte*:

Aportes sobre parásitos de Bufo arenarum de la provincia de Salta. II. (Nematoda)
(Neotropica 25:90, 1979).

Se puede aportar a la caja de jubilaciones. Pero, no es posible aportar sobre la caja de jubilaciones, cualquiera sea el sentido que se le dé a la palabra *sobre*. No hay forma de aportar ni encima ni acerca de la caja de jubilaciones.

Otro caso es el de expresiones que pueden invalidar un trabajo desde su propio título:

Algunos euglenoideos nuevos o interesantes de la Argentina (Cryptogamie: Algol. 10:69, 1989).

Planteadas la alternativa *nuevos o interesantes*, podría interpretarse que los que son nuevos no son interesantes y los que son interesantes no son nuevos.

5. Títulos seriados. Los títulos seriados, bastante difundidos entre nosotros, son un caso particular de los títulos compuestos. Estos últimos son los que presentan la información en dos (a veces tres) etapas: un título principal y un subtítulo, separados por algún signo de puntuación. En los títulos seriados los subtítulos van numerados. Si bien este sistema de intitular un trabajo no tiene, en sí, nada de perverso, hay casos en que suele ir asociado a ciertos excesos, a saber:

a) Cuando la combinación de varios enunciados extiende al título más allá de lo necesario:

Ensayos de aislamiento e identificación de productos extracelulares biológicamente activos, de cultivos axénicos de Coelastrum proboscideum var. dilatatum (Chlorophyta). III. Nuevos cultivos en DPG liofilización a pH natural. 2- Investigación de fosfolípidos y nucleótidos (Phyton 39:21, 1981).

b) Cuando el título principal es tan general que se hace prescindible, como en este artículo, perteneciente a una serie dedicada a los trematodos, o más bien a sus cercarias:

Fauna de agua dulce de la República Argentina. X. Sobre representantes de la familia Paramphistomatidae (Trematoda) (Physis B 38:55, 1980).

c) Cuando artículos de la misma serie se titulan de manera diferente (aquí, el subtítulo se reduce a tan sólo el número):

Contribución al conocimiento de las algas de agua dulce de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). I. (Physis B 37:99, 1977),

Aportes para una flora de las algas de agua dulce de Buenos Aires (Argentina). II. (Physis B 37:127, 1977).

Esto lleva a la confusión, agravada aquí por la circunstancia que las primeras cuatro entregas de la serie son firmadas por autores o combinaciones de autores diferentes. No ayuda mucho que se aclare dentro del texto principal, como en este caso, que un trabajo es la continuación del otro.

d) Cuando el subtítulo se emplea asumiendo que el lector tiene presente cuáles fueron los subtítulos precedentes de la serie:

Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. I. Astyanax eigenmanniorum (Osteichthyes, Tetragonopteridae) (Limnobiós 2:311, 1982),

Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragnopteridae (Limnobiós 2:379, 1983),

Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras especies (Limnobiós 2:453, 1983).

De este modo los títulos resultantes terminan siendo inconsistentes.

e) Cuando un autor convencido, y con cierta razón, de que su producción será juzgada por el número de publicaciones y no por su contenido, fracciona en varios fascículos numerados un trabajo que bien podría ser publicado en una sola vez: con cierta frecuencia dos o más entregas sucesivas aparecen, una a continuación de la otra, en un mismo número de una revista.

Actualmente la tendencia de numerar los trabajos se está abandonando (Day 1983), procurando que cada artículo presente los resultados de un estudio coherente e independiente, y además, por la posibilidad de que alguna de las primeras entregas de la serie sea rechazada o sufra un retraso en su publicación, quedando huérfanas las restantes.

6. Títulos demasiado generales. Un título debe ser específico para permitir al potencial lector una identificación precisa del tema del estudio. Un título demasiado general es un título pobre, por que es poco informativo. Tomaré como ejemplo el encabezamiento de una serie ya mencionada anteriormente:

Contribución al conocimiento de las algas de agua dulce de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). XII. (Physis B 44:65, 1986).

Si bien es cierto que *contribución al conocimiento* atenúa el efecto de vastedad de *las algas de agua dulce de la Provincia de Buenos Aires*, igual queda librado a la imaginación del lector, no familiarizado con la línea de trabajo del autor, decidir sobre el tipo de algas de que se trata y a qué aspectos del conocimiento de las mismas se refiere. Los artículos de esta serie están dedicados casi enteramente (¿por qué ocultarlo?) a la taxonomía de los flagelados euglenoideos.

El título muy general también puede ser engañoso, prometiendo más de lo que brinda el artículo:

Evaluación de la materia orgánica disuelta (Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 12:88, 1981),

hace pensar en, por lo menos, una revisión del tópico mencionado, pero en realidad sólo se trata del ensayo de un método en un área reducida. Y en este otro caso...

Observaciones sobre aplicaciones estereométricas en gónadas femeninas (Physis B 39:1, 1989),

...tal vez no en todas las especies del reino animal las hembras estén dispuestas a soportar aplicaciones estereométricas en sus ovarios.

7. Títulos ambiguos. A veces un descuido o una distracción de los autores hace que el título se vuelva contradictorio, que si bien no siempre dificulta la comprensión tampoco ilumina sobre el contenido del trabajo:

Los ciliados a la luz de la microscopia electrónica (Neotropica 26:225, 1980).

Crecimiento de un autótrofo Coelastrum proboscideum var. dilatatum (Chlorophyta), en medio enriquecido con extracto de papa y glucosa (Physis B 39:53, 1981).

Bacterias indicadoras de contaminación fecal en el contenido intestinal de peces de agua dulce (estudio preliminar) (Limnobiós 1:95, 1976).

Notas biológicas sobre un nuevo Conchostraca (Crustacea Branchiopoda) de gran altura (Acta Zool. Lilloa. 35:119, 1979).

Estos títulos sugerirían que no hay diferencias entre los microscopios electrónico y fotónico, que a los autótrofos también les gusta la papa, que suele hallarse contaminación fecal dentro del intestino, y que los branquiópodos pueden alcanzar tallas poco usuales.

Algunos títulos ambiguos nos obligan a volver sobre ellos después del primer golpe de vista, para corroborar si hemos leído bien. La ambigüedad se evita prescindiendo de las palabras con más de una acepción, rehuendo las expresiones con sentido figurado, tratando de eludir las contradicciones y cuidando la sintaxis. A veces una coma mal puesta o su ausencia, o el mal empleo de un artículo bastan para confundir el sentido de una frase.

8. Títulos confusos. Hay varias situaciones en que un título puede volverse confuso:

a) Empleo de abreviaturas. Salvo en unos pocos casos, las abreviaturas, siglas, acrónimos, fórmulas y valores numéricos, además de entorpecer la fluidez de la lectura, pueden resultar incomprensibles para la mayor parte de los lectores. La abreviatura Bs. As., tan familiar para nosotros, en otra parte del mundo puede parecer la onomatopeya de un chistido. No muchos saben que DPG es detmer-papa-glucosado, un medio de cultivo para microalgas.

b) Acumulación de jerga científica. Un exceso de terminología técnica puede lograr que el título sea una jerigonza difícil de digerir.

Efecto de inhibidores de la ocitocina en las respuestas natriférica e hidrosmótica de la piel del sapo a la ocitocina y angiotensina II. (Acta Zool. Lilloa. 35:187, 1979).

c) Los términos anticuados, los inexistentes en español (por lo general, producto de una castellanización de términos extranjeros) o aquellos de uso local (ver d), también dificultan la comprensión.

d) Traducciones descuidadas. La mayoría de las revistas requieren un resumen en inglés acompañado de la traducción del título del trabajo. Es muy importante una traducción cuidadosa, puesto que muchas veces es la única que queda registrada en las bases de datos, o en todo caso es la que será leída por cualquier interesado que no sea de habla hispana. Veamos en el siguiente título y el del correspondiente resumen:

Oligoquetos acuáticos de los tributarios del Atlántico bonaerense. I. Primer inventario faunístico

Aquatic Oligochaeta in some tributaries of bonaerense Atlantic. I. First faunistic inventory (Physis B 47:11, 1989/91).

La palabra *bonaerense* no existe en inglés (por supuesto que tampoco *bonaerensean*). Ni siquiera debería usarse en un título español ya que es un término de carácter local. Por otra parte, *some tributaries* no es la traducción de *los tributarios*. Para evitar confusiones es muy importante la mayor coincidencia posible, dentro de los límites lógicos que imponen las diferencias idiomáticas, entre las versiones correspondientes a cada idioma.

Como ya se ha señalado en la introducción, el problema del título en los artículos científicos no se restringe a los trabajos sobre limnología, sino que es mucho más amplio. No sería justo concluir este ensayo sin proporcionar unas pocas muestras, provenientes de otras áreas de las ciencias naturales, que apoyen esa aseveración.

Nueva sinonimia, nueva combinación y nuevas citas de himenópteros calcidoideos para la República Argentina (Muchas novedades, en Neotrópica 26:153, 1980).

Dos ácaros dermanísidos que invaden viviendas y atacan a sus ocupantes (Un título sensacionalista, en Neotropica 31:101, 1985).

Descenso de la frecuencia de la actividad sinusoidal inducida en los bulbos olfatorios privados de sus conexiones con el resto del encéfalo en Tupinambis teguixin (Reptilia, Teiidae) (Un problema de olfato, en Physis C 33:243, 1974).

Más observaciones sobre las avispidas que destruyen las semillas de la alfalfa y tréboles en la República Argentina y sus parasitoides (La Argentina parasitada, en Neotropica 26:71, 1980).

Trematodes de reptiles incorporados a la colección helmintológica del Museo de la Plata (Reptiles que se incorporan a una colección helmintológica, en Neotropica 31:69, 1985).

Un problema operativo en evaluaciones estereométricas con cómputos automatizados.

An operative problem in stereometric evaluations with non-automatized computation (Una sutil diferencia entre el título español y el del resumen en inglés, en *Physis A* 37:51, 1977).

COMO PREPARAR UN BUEN TITULO

Dentro de los motivos que nos llevan a elegir un título inadecuado para un trabajo pueden contarse: el apuro, la distracción o el descuido, la falta de inspiración, cierta inercia que nos lleva inconscientemente a repetir viejas fórmulas, la falta de capacidad de síntesis, la dificultad para expresar las ideas y, a veces, también la desfachatez. Por lo general, todas estas dificultades pueden ser compensadas con un poco de esfuerzo. Por eso creo que el factor fundamental es la falta de conciencia sobre el valor que tiene un buen título, tanto para el autor (remite) que quiere que su artículo se difunda, como para el estudioso (destinatario) que necesita mantenerse informado. Tomar conciencia de esto puede hacer que la tarea de darle un buen nombre a un artículo pueda resultar bastante sencilla. Sólo habrá que tener en cuenta algunas pautas básicas, que presento aquí a modo de guía:

- 1 Defina el título una vez que el artículo haya sido redactado. Así cuidará que éste coincida con el contenido, y no al revés.
- 2 No imite. Redacte racionalmente sin copiar a otros títulos y sin apelar a frases hechas ni lugares comunes. Recuerde que su trabajo es único.
- 3 Una vez seleccionadas las *palabras clave* correspondientes a su artículo, procure incluir en el título las dos o tres más importantes. Por favor, no trate de incluirlas a todas.
- 4 Ahorre palabras. El título es un rótulo, no tiene por qué ser una oración, y menos un resumen. Los títulos kilométricos son incómodos y anticuados.
- 5 Cuide el orden de las palabras (la sintaxis). Cuando los peces se asfixian, no es lo mismo la *concentración letal de oxígeno...* que la *concentración de oxígeno letal*.
- 6 Evite en lo posible los nombres y las fechas. Si su título se está pareciendo demasiado a una sinonimia taxonómica, es que algo no está bien.
- 7 Elimine las palabras con doble sentido. Una *Discusión sobre el epilimnio*, ¿es la que transcurre dentro de un bote?.
- 8 No emplee palabras rebuscadas, anticuadas y eufemismos. Ante la duda recurra a un buen diccionario, a algún diccionario informal (e.g., Canossa 1987, Bioy Casares 1991) o a un amigo.

- 9 Prescinda de las palabras superfluas. Expresiones tales como *contribución al conocimiento*, por lo general, no contribuyen a nada. Se supone que todo trabajo científico es una contribución al conocimiento.
- 10 Evite iteraciones y reiteraciones. El lector estará agradecido que no lo tomen por lelo.
- 11 Rehuya los localismos, siglas, abreviaturas, fórmulas y la jerga científica de uso restringido. El título no debe ser una clave a descifrar.
- 12 Evite contradicciones. Estas pueden reservarse para el cuerpo principal del trabajo.
- 13 Reprima la tentación de numerar el título. Puede suceder que los números 2 y 3 se publiquen, y que el 1 sea rechazado.
- 14 Verifique que el título informe sobre lo sustancial de su trabajo, expuesto de modo que un simple mortal pueda entenderlo.
- 15 Verifique que el título no prometa nada que el artículo no brinde. Si bien un título **amplio** impresiona, lo que lo sigue podría decepcionar.
- 16 Controle que haya coincidencia entre el título en español y el del resumen en inglés. No olvide que ambos corresponden al mismo trabajo.

La necesidad de títulos racionales, además de ser una cuestión de practicidad, también lo es de respeto al lector. A veces se pierde de vista que las publicaciones científicas no son para satisfacer las necesidades de publicar del autor, sino de las del lector de informarse. La información, para mantener ese respeto, debe ser de buena calidad, o sea, equilibrada y clara, comenzando por el mismo título. Si un autor no fue lo suficientemente lúcido durante la redacción de su trabajo, o en la confección de su título, los comités de redacción y los árbitros deben hacérselo notar.

AGRADECIMIENTO

Agradezco por anticipado a los colegas y amigos - autores de los trabajos cuyos títulos sirvieron para ilustrar el presente ensayo y a los redactores de las revistas que los publicaron, por su comprensión y su sentido del humor. Las atinadas observaciones y sugerencias de Adriana Aquino, que he aceptado en su mayoría, ayudaron a mejorar mi manuscrito. El difícil problema de encontrar un título apropiado para este artículo fue solucionado con la ayuda de D. B.

BIBLIOGRAFIA

- Bartholomew G. A. 1982. Scientific innovation and creativity: a zoologist's point of view. *Amer. Zool.* 22:227-235.

- Benning A. L. 1990. Information science and the scientist. A look at information requirements and the technologies available to scientists in the pursuit of information. *Annual Rep. Freshwater Biol. Assoc.* :55-67.
- Bioy Casares A. 1991. *Diccionario del argentino exquisito*. Emecé, Buenos Aires. pp. 1-127.
- Booth V. 1988. *Communicating in science: writing and speaking*. Cambridge University Press, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney. pp. i-xii+1-68.
- Canossa L. 1987. *Secretos y sorpresas del idioma*. Atlántida, Buenos Aires. 5th ed., pp. 1-86.
- CBE (Conference of Biological Editors. Committee on form and style) 1964. *Style manual for biological journals*. American Institute of Biological Sciences, Washington. 2nd ed., pp. i-x+1-117.
- Day R. A. 1983. *How to write and publish a scientific paper*. ISI Press, Philadelphia. 2nd ed., pp. 1-181.
- Emiliani F. 1986. Los primeros pasos en la investigación. *Climax* 5:1-122.
- O'Connor M. & Woodford F. P. 1979. *Writing scientific papers in english*. Pitman Medical, Tunbridge Wells, U.K.. pp. i-vi+1-108.

ProBiota

(Programa para el estudio y uso sustentable de la biota austral)

Museo de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP
Paseo del Bosque s/n, 1900 La Plata, Argentina

Directores

Dr. Hugo L. López
hlopez@fcnym.unlp.edu.ar

Dr. Jorge V. Crisci
crisci@fcnym.unlp.edu.ar

Dr. Juan A. Schnack
js@netverk.com.ar

Versión Electrónica

Justina Ponte Gómez

**División Zoología Vertebrados
FCNyM, UNLP**

jpg_47@yahoo.com.mx

Indizada en la base de datos ASFA C.S.A.