

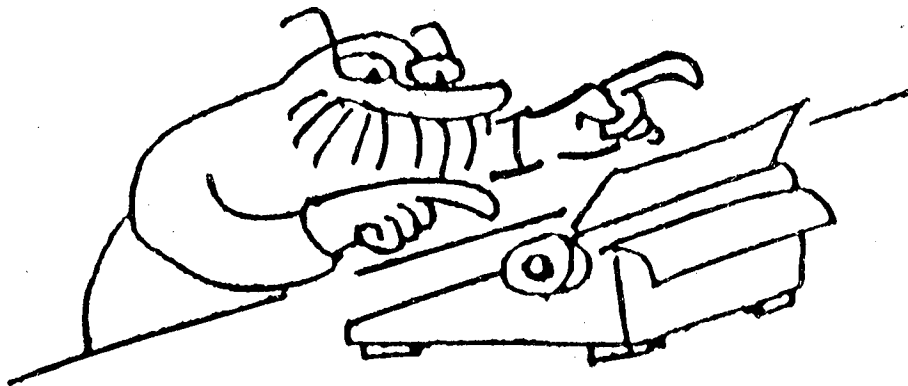
DEPARTAMENTO ZOOLOGÍA
VERTEBRADOS

Instituto de Limnología "Dr. RAUL A. RINGUELET"

ISSN 0326-1638

BIOLOGIA ACUATICA N° 15 (1)

NOTAS CIENTIFICAS DE LA SEGUNDA REUNION
ARGENTINA DE LIMNOLOGIA - PARTE I
LA PLATA 4-8 de NOVIEMBRE de 1991



Editora: Ana Lía Estevez
LA PLATA
NOVIEMBRE 1991

ISSN 0326-1638

BIOLOGIA ACUATICA Nº 15

Parte I

**NOTAS CIENTIFICAS DE LA SEGUNDA REUNION ARGENTINA
DE LIMNOLOGIA – LA PLATA, 4 al 8 de NOVIEMBRE 1991**

Editora: Ana Lía Estevez

**Contribución Científica Nº 498
INSTITUTO DE LIMNOLOGIA "DR. RAUL A. RINGUELET"
(UNLP-CONICET)**

Casilla de Correo 712, 1900 La Plata, Argentina

**LA PLATA
NOVIEMBRE 1991**

ORGANIZAN:

Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP
Asociación Argentina de Limnología (A.A.L.)

COMISION ORGANIZADORA

Presidente Honorario:

Dr. Argentino A. Bonetto

Presidente:

Dr. Hugo L. López

Miembros

Lic. Adriana E. Aquino

Lic. Patricia M. Arenas

Sr. Darío Colautti

Dr. Ricardo Echenique

Lic. Ana L. Estévez

Sr. Nicolás García Romero

Dr. Sergio E. Gómez

Dra. Mónica López Ruf

Téc. Justina Ponte Gómez

Sr. Juan Carlos Suárez

Prof. Jorge D. Williams

La Comisión Organizadora de la RAL '91 agradece por su colaboración a: E. A. Domizi, Raúl H. Arámburu, Aído A. Mariazzi, Carlos Bonetto, Mónica Spinetti, María Cecilia Grosso, Carlos Tremouilles, Marta Ferrario, Silvia Zeff, Juan A. Schnack, Jorge Donadelli, José María Guerrero, Lucila Protogino, Hebe Herrera, Raúl Pérez Spina, Liliana Fernández, Luis Genchi, Gustavo Spinelli.

AUSPICIOS

- Instituto Nacional de Limnología, (INALI), Santa Fe.
- Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet”, La Plata.
- Centro de Ecología Aplicada del Litoral, (CECOAL), Corrientes.
- Museo Provincial de Ciencias Naturales “Florentino Ameghino”, Santa Fe.
- Instituto Superior de Formación Docente y Técnica N° 57, Chascomús.
- Consejo Profesional de Ciencias Naturales de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Asociación Paleontológica Argentina, Buenos Aires.
- Asociación Herpetológica Argentina, La Plata.
- Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Santo Tomé, Santa Fe.
- Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Sociedad Entomológica Argentina, Tucumán.
- Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Secretaría de Ciencia y Tecnología, Presidencia de la Nación.
- Comité Nacional para el Programa Hidrológico Internacional, Buenos Aires.
- Comisión Administradora del Río Uruguay, (CARU), Uruguay.
- Comité Nacional Argentino MAB/UNESCO – Ministerio de Salud y Acción Social – Subsecretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental.
- Freshwater Biological Association, Gran Bretaña.
- Fundación de Ciencias Ambientales (FLACAM), La Plata.
- Fundación Pablo Cassará, Buenos Aires.
- Fundación Tutela, Buenos Aires.
- Fundación Jorge Esteban Roulet, Buenos Aires.
- Fundación Bioma, Educación Ambiental, Buenos Aires.
- Lotería de la Provincia de Buenos Aires.
- Municipalidad de la Ciudad de Buenos Aires.
- Municipalidad de La Plata.
- Municipalidad de Monte Hermoso.
- Municipalidad de Chascomús.
- Ministerio de Salud de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Honorable Cámara de Diputados de la Nación.
- Honorable Cámara de Senadores de la Nación.

ADHERENTES

- Colegio de Abogados Departamento Judicial La Plata.
- Consejo Profesional de Ciencias Naturales de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Fundación Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales de Misiones.
- Fundación Banco Municipal, La Plata.
- Fundación Pablo Cassará, Buenos Aires.
- Fundación Jorge Esteban Roulet, Buenos Aires.
- Comisión Jorge Esteban Roulet, Buenos Aires.
- Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET, Presidencia de la Nación.
- Municipalidad de La Plata.
- Lotería de la Provincia de Buenos Aires.
- Center Copy, La Plata.
- La Casa del Dibujante, La Plata.
- Cámara de Comercio e Industria de La Plata.
- Laboratorio Bagó.
- RAS Propaganda, La Plata.
- Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires.
- Recciniello y Rautto, La Plata.
- Química Integral Platense, La Plata.
- Librería Ameghino, La Plata.
- Del Grosso, La Plata.
- Subsecretaría de Turismo de la Pcia. de Buenos Aires.
- Red Latinoamericana de Botánica (RLB), Chile.
- Campodónico S.A., La Plata.

CONTENIDO

Geología

- ROSELLI, J.; N. GONZALEZ; M.A. HERNANDEZ y M.P. AUGE. Aportes exógenos a una cuenca lagunar endorreica modelo plausibilístico de comportamiento del sistema 2
- AUGE, M.P.; M.A. HERNANDEZ; N. GONZALEZ y J. ROSELLI. Cuantificación del aporte hídrico subterráneo al sistema de lagunas encadenadas del oeste, Pcia. de Buenos Aires 4
- GONZALEZ, N.; J. ROSELLI; M.P. AUGE y M. HERNANDEZ. Balance hídrico y relación exceso/déficit en la cuenca de las encadenadas del oeste bonaerense . . . 6
- HERNANDEZ, M.A.; M.P. AUGE; J. ROSELLI y M. GONZALEZ. Areas de riesgo hídrico para actividades humanas en la región de las Lagunas Encadenadas del Oeste, Pcia. de Buenos Aires 8
- DANGAVS, N.V. y A.M. BLASI. Los fenómenos de transvase e inminente captura fluvial en el arroyo Las Garzas, Lobos, Provincia de Buenos Aires 10
- BOCANEGRA, E. y J. L. del RIO. Laguna de Los Padres, su sedimentología e hidrología (Partido de Gral. Pueyrredón, Prov. de Buenos Aires) 12
- SPAGNUOLO, J.; R. SCHILLIZZI y E. GELOS. Evolución geológica de la laguna costera de Puerto Lobos (Chubut, Argentina) 14
- CORONATO, A. Cuerpos glacialacustres en la deglaciación del Holoceno temprano en valles de los Andes fueguinos 16
- AROCENA, R.; G. CHALAR y M.J. CARDEZO. Análisis granulométrico y contenido de materia orgánica de los sedimentos del arroyo Toledo-Carrasco (Uruguay) 18

Paleolimnología

- DANGAVS, N.V. y A.M. BLASI. Evidencias paleolimnológicas en la laguna de Lobos, Buenos Aires, Argentina 22
- MANCINI, M.V. Palinología de laguna de Los Padres (Prov. Bs. As.) 24
- ESPINOSA, M.A. Paleoecología de diatomeas del delta de la albufera Mar Chiquita, Buenos Aires 26

- GARCIA, A. Charophyta de sedimentos pleistocénicos del arroyo Perucho Verno, Provincia de Entre Ríos, Argentina. Aporte a la reconstrucción paleoambiental 28
- HILGERT CORDEIRO, S. y M.L. LORSCHBITTER. Palinología de sedimentos da Lagoa dos Patos, R.S. Brasil. 30
- MARTINEZ MACCHIAVELLO, J.C. y W. SALAS ARAMBURU. Reconstrucción paleolimnológica del Lago Yehuin (Tierra del Fuego) basado en diatomeas. . . . 32

Sistemas lacustres y fluviales

- STRASKRABA, M. Geographical differences of lake and reservoir productivity . . . 36
- CONZONNO, V. y A.A. MARIAZZI. Eutroficación en el Embalse del Río Tercero (Córdoba). Influencia de la Central Nuclear 38
- DANGAVS, N.V. Propuesta de solución para frenar el proceso de eutroficación en la laguna de Lobos, Buenos Aires 40
- MARIÑELARENA, A.J. y J. PONTE GOMEZ. Una alternativa para el control de la eutroficación 42
- CATALA, P.; A. FERRERO y C. LIGGIERI. Modelo cualitativo preliminar de una cuenca hídrica del Partido de La Plata. 44
- HENRY, R. O regime e a estabilidade na represa de Jurumirin (São Paulo, Brasil) 46
- STEFFEN, R. W. Comportamiento térmico de los lagos araucanos chilenos 48
- DOMINGUEZ, P.; H. OLGUIN y H. VILLAGRAN. Sistemas de corrientes en el sector oeste del Embalse Peñuelas (Valparaíso, Chile). 50
- BUGENYI, F.W.B. & K. M. MAGUMBA. The annual cycle of stratification in Lake Victoria (Uganda) revisited. 52
- PEDROZO, F.; P. TEMPORETTI; M. DIAZ; T. WENZEL y C. BONETTO. Estudio limnológico preliminar de la laguna Carrilauquen Chica (Río Negro, Argentina) 54
- CORIGLIANO, M. del C. Organización jerárquica y niveles de explicación en ecología fluvial. 56
- HECKMAN, Ch. W. Necesidad de una caracterización limnológica nueva para el "pantanal", Mato Grosso, Brasil 58

- DI PERSIA, D.H.; J.C. POLEDRI; G. MARTINEZ; A.M. GUIDOTTI; A.M. GIACOMETTI y L. FONTANA. Estudios ecológicos en ambientes acuáticos de la Patagonia argentina 6. Biota del Río Sengue, Provincia del Chubut 60

Química

- HAMMERLY, J.; M.A. MAINE; M. SUÑE y M.J. PIZARRO. Velocidad de descomposición y liberación de nutrientes de especies vegetales típicas en el Río Paraná Medio 64
- ROJAS, C.J. Caracterización fisicoquímica de la laguna Alalay. 66
- CONZONNO, J.H. y A. FERNANDEZ CIRELLI. Influencia del carbonato de calcio sobre la materia orgánica soluble de la laguna de Chascomús 68
- GABELLONE, N. y C. BONETTO. Fraccionamiento del fósforo en sólidos suspendidos de los ríos Paraná y Bermejo 70
- CONZONNO, V.H.; M. de las N. RODRIGUEZ y S.M. ILHERO. Fósforo, nitrógeno, clorofila y material particulado en suspensión en la laguna de Chascomús. 72
- CONZONNO, V.H. y A.A. MARIAZZI. Distribución horizontal de fósforo, nitrógeno, clorofila y producción primaria en el Embalse Ezequiel Ramos Mexía . . . 74
- BAZAN, J.M.; E. BARTOLETTI; O. FIORAVANTI y N. TOSCHI. Nutrientes del nitrógeno, franja costera argentina del Río de la Plata. 76
- MARIÑELARENA, A.J. & A. AUSTIN. Nutrient removal by periphyton in polluted streams 78

Fitoplancton

- O'FARRELL, I. e I. IZAGUIRRE. Fitoplancton del Río Salado y algunas lagunas asociadas a su cuenca (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) 82
- GOMEZ, N. Diatomeas de la laguna de Monte y consideraciones ecológicas 84
- SOLARI, L.C. Fitoplancton del Río Samborombón (Provincia de Buenos Aires) . . 86
- VINOCUR, A. y G. TELL. Ecomorfos y dinámica temporal de *Scenedesmus opoliensis* Richt. en el Río Luján (Bs. As.) 88
- GUERRERO, J.M.; C. INTARTAGLIA y S.E. SALA. Fitoplancton del Embalse

Paso de las Piedras: cambios en la composición florística en el período 1982-1989, sus relaciones con factores físicos y químicos	90
MEICHTRY de ZABURLIN, N. y E. PERMINGEAT. Fitoplancton del Río Uruguay y algunos tributarios en el área de influencia del proyecto Garabí	92
ZALOCAR de DOMITROMIC, J. Fitoplancton de ambientes inundables en islas del Río Paraná (Argentina): Estudio comparativo entre áreas libres y vegetadas	94
MARTINEZ de FABRICIUS, A.L.; E.N. GARI y M.E. LUQUE. Fitoplancton de lagunas del sur de Córdoba. Análisis comparativo de dos sistemas hidrográficos	96
SASTRE, V.; N. SANTINELLI y M.E. SENDIN. Floración de <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen (Bacillariophyceae) en el curso inferior del Río Chubut	98
IVANISSEVICH, M.E.; S.H. OTAÑO; G. AYESTARAN; M.F. PANGARO; R. REINOSO; S. RIVERA; N. SANTINELLI y V. SASTRE. Fitoplancton y factores físico-químicos del curso inferior del Río Chubut	100
SANTAMARIA, J.; V. VILLAFANE y E.W. HELBLING. Condiciones para la formación de floraciones fitoplanctónicas en el estuario del Río Chubut (Chubut, Argentina)	102
GUERRERO, J.M.; R.O. ECHENIQUE y S.A. GUARRERA. Bacillariophyceae del Sistema del Río Limay (R. Argentina)	104
GUARRERA, S.A. y R. O. ECHENIQUE. Nuevas citas ficológicas para Argentina	106
QUEIMALIÑOS, C.P. Análisis de la sucesión fitoplanctónica en un lago andino: un estudio intensivo de primavera-verano	108
SANTINELLI, N.H.; S.H. OTAÑO y L. PIZZOLON. Evolución estacional y espacial del fitoplancton en el lago Futralufquen	110
WOLFL, S. Picoplancton autotrófico: su dinámica y productividad primaria en un lago oligotrófico de los Andes (L. Riñihue, Valdivia, Chile)	112
ARTAZCOZ, V. Metodología para el cultivo masivo, manejo y cosecha diarios de algas (<i>Chlorella vulgaris</i> y <i>Scenedesmus acutus</i>)	114
LOEZ, C.R.; M.L. TOPALIAN y A. SALIBIAN. Estudios ficotoxicológicos II. Dinámica de crecimiento de algas del Río Reconquista (Bs. As.) en presencia de zinc: ensayos de primavera	116
SAENZ, M.E.; J. ACCORINTI y M.C. TORTORELLI. Efecto del herbicida paraquat	

sobre cultivos puros de <i>Scenedesmus acutus</i> 276-3a (Chlorophyceae)	118
DOMINGUEZ, P.; B. PRADO; M. HERNÁNDEZ; M. RIVADENEIRA y N. ARAYA. Producción de proteínas en lagunas de estabilización	120
CARVAJAL, A. Manifestación del ciclo de vida de una cepa chilena de <i>Dunahiella salina</i> (Dunal) Teod. Bajo condiciones de cultivo	122

PREFACIO

A la República Argentina le cabe seguramente el honor de haber desempeñado un papel de importancia en el desarrollo de la limnología en América Latina, tanto en lo que se refiere a su crecimiento académico como institucionalizado, incluyendo en esto una abierta actitud de colaboración con los países de la región.

En tal sentido, corresponde recordar que en el año 1968 (entre el 14-18 de marzo), y con el apoyo del International Biological Programa (IBP), se preparó un simposio de Limnólogos Latinoamericanos que permitió reunir en Santa Fe -ciudad adyacente a la de Santo Tomé donde ya habíamos establecido el INALI (Instituto Nacional de Limnología)- un número considerable de colegas que representaron a unos 30 países latinoamericanos y extracontinentales, entre los que se destacan algunos especialistas de relevancia mundial que trabajaban en la región. Quizás esta fue la primera reunión científica multinacional de la disciplina en América Latina y, quizás también una de las que permitiera efectuar más estimulantes y fraternos avances en el quehacer colectivo, sobre una geografía tan extensa como diversa y compleja.

Cabe también señalar, que en aquella oportunidad se sentaron las bases para la formación de una Asociación Latinoamericana de Ecología y de un Centro Latinoamericano de Limnología, iniciativas que lamentablemente no alcanzaron a consolidarse, aunque seguramente se encuentran en el germen del notable desarrollo experimentado por esta disciplina en Latinoamérica, y en la creación de diversas Asociaciones de Limnología en distintos países, caracterizadas por un elevado número de miembros asociados así como por la cantidad, diversidad y calidad de los trabajos dados a conocer.

La Asociación Argentina de Limnología fue creada recién en 1984, es decir hace siete años, debiendo superar muchas dificultades para desarrollar sus actividades de promoción societaria y académica, en lo que seguramente han de haber influido los difíciles problemas económicos que afectaron y afectan al país, así como a América Latina en general. No obstante, su presencia estimulante llegó a manifestarse de muchas maneras en reuniones científicas, talleres u otros grupos de trabajo y sobre todo y muy especialmente en el entusiasmo puesto en la superación de muchos problemas cotidianos, en la ejecución de extensos y difíciles trabajos de campaña o en la solución de los requerimientos instrumentales.

Es de reconocer que si bien estos esfuerzos tienden a consolidar vínculos científicos, reverdecen amistades y encontrar nuevas vías de contactación y colaboración, lo realizado dista mucho seguramente de nuestras aspiraciones incluyendo el mejor desarrollo de esta disciplina en el país. Empero, los progresos realizados, aún dentro de su modestia, están delineando una ruta de constante aunque trabajosa superación que, repito, encuentra sus mayores dificultades en las grandes limitaciones económicas que nos imponen las circunstancias presentes.

En tal sentido, como un esfuerzo de importancia conducente a una simple y legítima aspiración, la Asociación ha querido abrir el camino a una forma de publicación de los trabajos presentados en la RAL 91. Dada la carencia de recursos suficientes para efectuar una publicación de todos los trabajos y documentos originados en la reu-

ción, se ha ensayado un sistema que se espera resulte simple y eclético, ya que posibilitaría brindar con los recursos disponibles el espacio suficiente como para que los autores formulen una comunicación que alcance a informar sintéticamente acerca de los objetivos, metodología y resultados de las investigaciones y que explique claramente la esencia de su tratamiento científico.

Se parte de la presunción que el autor puede disponer así ya de una real comunicación publicada por la Asociación Argentina de Limnología. La misma brindará un espacio probablemente limitado pero suficiente para explicar objetivos, métodos, desarrollo y sus problemas, y logros más importantes del trabajo. Este podría considerarse concluido o señalarse que será ampliado oportunamente de la manera que el autor estime más conveniente.

No sería de extrañar que el procedimiento elegido por la Comisión Organizadora resulte en no pocos casos insuficiente y quizás poco práctico y aún dificultoso para efectuar algunas comunicaciones. De cualquier modo no se trata de innovar sino de producir una comunicación científica con posibilidades de transmitir su real contenido y ubicar al lector en la mejor comprensión del mismo en todo su valor, dentro de las limitaciones que imponen las condiciones actuales. Digamos que es una salida circunstancial. El paso siguiente debería ser el de publicar los trabajos en la extensión que se estime necesaria y en el marco de los medios disponibles.

No obstante, lo que se quiere asegurar es que estas reuniones puedan editar todos los trabajos que deriven de las mismas y otros documentos o conclusiones de importancia.

Quizás esta situación pueda cambiar en breve plazo de modo que las próximas reuniones exijan menos sacrificios. Personalmente soy un persuadido de que esto ha de ocurrir en un tiempo relativamente breve tanto más cuando nuestros vínculos, inquietudes comunes y organización general se consoliden lo suficiente.

Estas aspiraciones, desde luego han de sumarse a otras muchas que hacen al crecimiento, ampliación y perfeccionamiento de nuestra actividad científica. Seguramente han de generarse nuevas asociaciones de limnología en otros países latinoamericanos y quizás se llegue a la que reúna a todas, y aún a los hermanos latino extracontinentales.

Esperemos que estas inquietudes e iniciativas puedan encontrar el camino de su mejor y más rápida realización, en la presunción fundada de que representará la seguridad de un efectivo impulso, consolidación y perfeccionamiento de la disciplina en nuestro medio.

Argentino A. Bonetto
Noviembre 1991

GEOLOGIA

APORTES EXOGENOS A UNA CUENCA LAGUNAR ENDORREICA, MODELO PLAUSIBILISTICO DE COMPORTAMIENTO DEL SISTEMA.

J. Roselli, Hidroar. Calle 10 N° 1428 11-B, La Plata.

N. González, M. A. Hernández y M. P. Auge.

El carácter endorreico del sistema de las lagunas Encadenadas del Oeste (Pcia. de Bs. Aires) ha posibilitado el empleo de un modelo plausibilístico, desarrollado mes por mes y año por año de manera enlazada, para el lapso 1970-1986, considerado como de excepcionalidad pluvial para la longitud de las series disponibles.

La ecuación base para el sistema endorreico es:

$$Pd - Ev + Asp + ASb + Ai = \pm \Delta S$$

Pd es la lluvia directa sobre los espejos de agua, cuya superficie es lograda por medición digital sobre imágenes satelitarias procesadas por CAPDIS. Ev es la evaporación, calculada según Pennam como equivalente de evaporación potencial, desde las mismas superficies evaporantes para Pd . Asp es la afluencia superficial, obtenida de un modelo basado en los aforos disponibles y su atribución a los afluentes naturales del sistema y áreas arreicas aportantes. Asb es la afluencia subterránea, computada a partir del perímetro equipotencial envolvente al sistema, determinaciones de Trasmisividad hidráulica ponderadas y el gradiente hídrico, tomado de mapas equipotenciales de la capa freática. Ai representa el agua importada; es decir los aportes exógenos, en este caso conducidos por el Canal Ameghino al sistema. ΔS es la variación de los volúmenes almacenados en las lagunas, mes por mes, tomados de un juego de curvas altura-caudal-volumen construido sobre mediciones limnimétricas, imágenes satelitarias y mapas hipsométricos.

Geoméricamente, el modelo es discretizado según áreas de influencia de las lagunas receptoras, computando los trasvases de una a otra salvo el caso de Laguna Alsina - Inchauspe, donde el ingreso natural es = 0 y Lago Epecuén, donde el egreso natural superficial es = 0. La excepción es el término Asb , que participa únicamente en la resolución final, ya que su cómputo es para todo el sistema.

Los resultados logrados de acuerdo a la ecuación son (Hm^3).

Según este modelado, el aporte máximo posible, para el período, proveniente del Canal Ameghino ascendería a $432,50 Hm^3$ sobre una precipitación acumulada de $162.490,08 Hm^3$, en toda la cuenca, $5.430,39 Hm^3$ de precipitación acumulada en las lagunas y $1.960,49 Hm^3$ de agua almacenada acumulada en las mismas.

El máximo posible de influencia del canal resulta entones del 0,26% sobre el total de precipitación y del 22% del total almacenado en las lagunas, lo que representa un incremento en la altura de la lámina media de 0,45.

Año	Pd.	Ev.	Asp.	Asb.	Ac	=	ΔS
1970:	181,53	- 311,15	+ 71,29	+ 12	+ 0	=	-46,33
1971:	219,69	- 301,13	+ 102,93	+ 12	+ 0	=	33,49
1972:	203,74	- 309,88	+ 133,38	+ 12	+ 0	=	39,24
1973:	279,72	- 311,90	+ 79,98	+ 12	+ 0	=	59,80
1974:	224,37	- 316,05	+ 34,83	+ 12	+ 0	=	-44,85
1975:	222,90	- 314,03	+ 85,01	+ 12	+ 0	=	5,88
1976:	299,70	- 312,47	+ 118,68	+ 12	+ 0	=	117,91
1977:	362,78	- 332,62	+ 129,20	+ 12	+ 11,95	=	183,31
1978:	354,50	- 378,62	+ 260,59	+ 12	+ 50,57	=	299,04
1979:	292,87	- 417,39	+ 58,04	+ 12	+ 0	=	-54,48
1980:	367,49	- 417,95	+ 226,46	+ 12	+ 73,46	=	261,46
1981:	343,70	- 424,13	+ 87,45	+ 12	+ 1,50	=	20,52
1982:	334,71	- 408,42	+ 101,48	+ 12	+ 0	=	39,77
1983:	363,44	- 404,89	+ 73,92	+ 12	+ 0	=	44,77
1984:	356,21	- 404,22	+ 130,46	+ 12	+ 34,90	=	129,35
1985:	533,26	- 482,97	+ 294,76	+ 12	+ 260,10	=	677,15
1986:	489,78	- 491,90	+ 184,88	+ 12	+ 0	=	194,76

Bibliografía

- GONZALEZ, N., AUGÉ, M.P.; HERNANDEZ, M.A. y J. ROSELLI, 1990. investigación hidrológica de las Lagunas Encadenadas del Oeste. Pcia. de Bs. Aires, CONICET - Fiscalía de Estado P.B.A. La Plata.
- QUINTELA, R.M., 1982. Evaporación en grandes cuerpos de agua. Rev. de Geofísica, 16, 116-127 México.
- VEN TE CHOW, 1974. Handbook of Applied Hydrology. N. York.

CUANTIFICACION DEL APORTE HIDRICO SUBTERRANEO AL SISTEMA DE LAGUNAS ENCADENADAS DEL OESTE, PCIA. DE BUENOS AIRES

M. P. Auge, Cátedra de Hidrogeología. Fac. de Cs. Exactas y Nat.
Ciudad Universitaria UBA, M. Hernández, N. González y J. Roselli

La cuantificación del aporte subterráneo (caudal de base) a las lagunas del sistema Encadenadas del Oeste, es un elemento importante para dilucidar su mecanismo hidrológico. El sistema geohidrológico local está compuesto por tres sub-sistemas: el más somero incluye al término freático y se desarrolla en depósitos Pleistocenos-holocenos, en general entre 0 y 65 m de profundidad. Se trata del más activo participante del circuito exógeno del ciclo hidrológico. Un subsistema intermedio se localiza en terrenos pliocenos, aprox. entre los -65 y -235 m, con caracteres acuíferos y acuícludos y términos acuíferos, con cargas hidráulicas positivas respecto al anterior en la proximidad de las lagunas y negativas sobre el borde serrano. El subsistema profundo se desarrolla por debajo de -235 m, alojado fundamentalmente en terrenos del plioceno al mioceno, y resulta igualmente positivo respecto a los anteriores en el ámbito de las lagunas, ignorándose su comportamiento hacia las sierras.

Desde el punto de vista hidrogeológico, interesó el aporte del subsistema somero o activo, para lo cual se recurrió a utilizar los mapas equipotenciales del acuífero freático como base para la cuantificación.

Se dispuso de información histórica para 1974 (DYMAS, 1974) y más reciente referida a 1986, aportada por tareas de Bonorino *et al*, DIGMAS, DPH, AGOSBA y otros. El carácter centrípeto del flujo hacia el sistema superficial endorreico facilitó sumamente los cálculos, ya que la morfología freática resultante fue de tipo sub-cilíndrico.

La diferente transmisividad de los materiales geológicos al Sur del eje del sistema lagunar respecto al Norte, motivó que los cálculos se realizaran en dos hemisiclos utilizando para ambos la expresión $Q = T \cdot m \cdot i$ donde Q es el caudal de afluencia a la laguna (m^3/d), T el coeficiente de transmisividad (m^2/d), m el ancho de la sección medida sobre una línea equipotencial (m) e i el gradiente hídrico (-). Cada hemisiclo fue dividido en fajas flanqueadas por filetes de flujo, resultando el caudal del sector de la integración de caudales parciales.

Para el sector Sur se utilizó una $T = 60 m^2/d$ y gradiente entre $1,3 \cdot 10^{-3}$ y $4,6 \cdot 10^{-3}$, sobre un valor $m = 120 km$. Para el sector Norte, los valores fueron de $T = 150 m^2/d$, i entre $3,0 \cdot 10^{-4}$ y $1,3 \cdot 10^{-3}$ y $m = 118 km$.

La descarga subterránea total para el subsistema somero fue entonces estimada en $12 \cdot 10^6 m^3/año$ ($12 Hm^3/año$), el 74% de la cual se produce en el sector Sur.

La cuantía de la descarga subterránea es pequeña considerando las demás variables del ciclo hidrológico, tal como se determinó, admitiéndose un incremento por la participación de los subsistemas infrayacentes, aunque se presume que los valores no son importantes en función de la permeabilidad vertical atribuible a los sedimentos, y la diferencia de carga hidráulica entre los términos acuíferos reconocidos.

Bibliografía

- DYMAS, 1974. Contribución al mapa geohidrológico de la Pcia. de Bs. Aires escala 1:500.000. CFI-PBA (ined.) La Plata.
- GONZALEZ, N., AUGE, M.P., HERNANDEZ, M.A. y J. ROSELLI, 1990. Investigación hidrológica de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste, Pcia. de Bs. Aires. CONICET-F. del Estado PBA. La Plata.
- HERNANDEZ, M.A., AUGE, M.P., FILI, M.F. y J.H. CECI, 1975. Geohidrología de los acuíferos profundos de la Pcia. de Bs. Aires. VI Cong. Geol. Arg., II, 435-456. Buenos Aires.
- TORRENTE, R. y A.G. BONORINO, 1988. Funcionamiento hidrológico de la laguna Epecuén, Pcia. de Bs. Aires. II Jor. Geol. Bonaerenses, Actas, 579:588, CIC Bahía Blanca.

BALANCE HIDRICO Y RELACION EXCESOS / DEFICIT EN LA CUENCA DE LAS ENCADENADAS DEL OESTE BONAERENSE

N. González. Cát. de Hidrología Agr. Fac. Cs. Agrarias y Forestales, UNLP.
J. Roselli, M.P. Auge y M. Hernández.

La cuenca endorreica de las Encadenadas del Oeste se halla en una faja de transición entre dominios sub-húmedo y semiárido, flanqueada por la isolínea de excesos hídricos = 0, todo lo cual confiere a la región una gran sensibilidad climática actual, quizás perdurante desde tiempos pretéritos, a la luz de las evidencias morfológicas. Parte de la comarca es ocupada episódicamente por agua en épocas de excedentes hídricos, ya que constituye su dominio natural.

El estudio de pluviogramas, promedios móviles quinquenales y decenales y análisis de recurrencia-intensidad para diversas estaciones de la cuenca y sus alrededores, permitieron diferenciar períodos característicos desde 1911 a 1986, uno de los cuales (1970-86) se destaca por su persistencia e intensidad.

La evapotraspiración y evaporación constituyen la única salida del sistema y poseer un límite dado por el poder evaporante de la atmósfera, de modo tal que la ocurrencia de ciclos pluviales de cierta magnitud y persistencia, va a redundar en la expansión de los cuerpos lagunares como principal elemento de disipación.

En la siguiente tabla se sintetiza el análisis de los déficit y excesos de balance para cinco lapsos de interés, obtenidos según la formulación de Thorthwaite-Mather (1957) sobre 14 estaciones de la cuenca y periféricas.

Puede apreciarse en general, un notable incremento de los excesos y reducción de los déficit en el período 1970-86, que incide lógicamente en el 1911-86 que lo contiene. Comparando los valores 1970-86 con los de 1911-69 se observa que estaciones normalmente secas (Salliqueló, Carhué, Guaminí) con déficit elevados y escasos excesos han invertido tal relación o aprox. los valores. Otras normalmente más húmedas (Bolívar, C. Pringles) han acentuado su carácter.

Interesa la distribución intranual de los déficit y excesos. Los primeros se concentran en el verano y los segundos en invierno-primavera; en el período 1970-86 llegan inclusive a cubrir 8 meses del año hidrológico (otoño a primavera). Esta expansión del lapso de excesos va acompañada de una restricción temporal de los déficit para 1970-86, que llegan a concentrarse en dos meses del estfo.

Sintéticamente, la relación déficit-excesos y su ocurrencia estacional para el lapso 1970-86, resultan decisivas para justificar la expansión de los espejos de agua y la permanencia de tal característica en forma inédita para este siglo.

Estación	Déficit					Excesos				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Altavista	85	99	104	94	63	0	0	0	2	19
Arboledas	65	71	82	67	51	73	64	0	103	109
Bolívar	25	35	41	36	2	93	73	42	92	173
Carhué	123	143	133	148	93	0	0	0	0	32
C. Pringles	48	51	55	54	38	99	87	38	121	136
C. Suárez	36	46	34	60	13	56	31	0	55	156
Espartillar	47	56	41	66	21	69	48	0	72	150
G. Lamadrid	51	55	33	72	41	69	54	51	61	121
Guaminí	81	101	101	112	38	13	0	0	14	72
Huanguelén	65	74	47	94	38	22	17	1	29	47
La Larga	67	72	59	78	49	36	35	2	51	46
Laprida	44	54	51	56	18	86	65	6	96	169
Pigüé	47	52	37	59	28	51	36	1	56	104
Salliqueló	75	106	52	132	23	0	0	0	0	60

A: 1911-1986 B: 1911-1969 C: 1911-1930 D: 1931-1969 E: 1970-1986

Bibliografía

- BURGOS, J.J. , 1985. Causas de las inundaciones actuales en las costas de las lagunas Encadenadas de la Pcia. de Bs. Aires y sus efectos sobre los agrosistemas de sus cuencas. X Cong. Nac. del Agua, I Mendoza.
- GONZALEZ, N., AUGE, M.P., HERNANDEZ, M.A. y J. ROSELLI, 1990. Investigación hidrológica de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste. Pcia. de Bs. Aires. CONICET-F. del Estado PBA. La Plata.
- THORNTHAWAITE, C.W. y J.R. MATHER, 1975. Instructions and tables for computing potential evapotraspiration and the water balance. Climat. Drexel Inst. of Technol. Lab of Climat., 10, 185-311. Drexel.

AREAS DE RIESGO HIDRICO PARA ACTIVIDADES HUMANAS EN LA REGION DE LAS LAGUNAS ENCADENADAS DEL OESTE, PCIA. DE BUENOS AIRES

M.A. Hernández. Cátedra de Hidrogeología, Fac. de Cs. Naturales y Museo UNLP, Miguel P. Auge, Jorge Roselli y Nilda González

En la cuenca de las Lagunas Encadenadas del Oeste (de orden de 12.000 km²), recientes episodios pluviales consecuencia de un ciclo de persistencia inédita para los registros disponibles, han ocasionado la ocupación de la planicie marginal de las lagunas centro del sistema (Alsina-Inchauspe, Cochicó, del Monte, La Dulce, del Venado, La Paraguaya, Alpataco y Epecuén) por aguas excedentes del balance hídrico local.

Las Localizaciones ribereñas, como Villa Epecuén, parte del ejido de la ciudad de Guaminí, Cementerio de Carhué y explotaciones agropecuarias, se vieron anegadas en consecuencia.

A fin de determinar el grado de riesgo hídrico natural que presentan ciertos sectores se reconoció, como parte de una investigación hidrológica más amplia (González *et al*, 1990), el espacio físico correspondiente al área de riesgo que bordea a los cuerpos lagunares.

Por debajo de la cota 108,75-110 m 0 IGM se ubica una zona denominada por González Uriarte *et al* (1988) "cuarto nivel de terraza", posición morfológica que sirve de borde al relieve pampeano, representando un antiguo plano marginal del sistema lagunar. Un quinto nivel reconocido para el lago Epecuén, se halla bajo las aguas lagunares en situaciones climáticas medias. Esta distinción geomórfica tiene su correlato geológico, ya que los depósitos yacentes en el área son arenas finas y limos de origen fluvioacustre a diferencia de los limos loessicos constitutivos del marco regional del relieve. Desde el punto de vista pedológico, los suelos yacentes en el sector mencionado son Entisoles (Ustortent prevalentemente) asociados a Haplustoles énticos (Mollisoles) en transición desde un entorno donde predominan ampliamente los Mollisoles como Gran Grupo. Estos suelos jóvenes reconocen como material originario a sedimentos aluviales depositados en la planicie de las lagunas, en un ámbito mucho más amplio que el actual.

Hidrogeológicamente, el sector en cuestión se enmarca en una zona de descarga subterránea, con mayor desarrollo de la franja capilar que en los alrededores y síntomas de revenimiento salino. Las aguas freáticas pasan de bicarbonatadas sódicas a cloruradas y clorosulfatadas fuertemente sódicas. Finalmente, desde el punto de vista de la ecología vegetal (motivo de otro trabajo), la zona identificada como de riesgo hídrico se corresponde con las denominadas Herbazal salado-carnoso abierto y Herbazal salobre con Malezas (Frangi y De Wisiacky, en González *et al*, 1990), asociaciones vegetales características de áreas sometidas a pulsos hídricos.

Esta convergencia de diagnósticos procedentes de diferentes disciplinas, caracteriza a la comarca situada por debajo de la cota IGM 108,75-110 m como de mediano a alto riesgo hídrico. La ocupación de ese espacio por parte del hombre, tanto para morar (Carhué, Guaminí) como para desarrollar actividades agropecuarias, constituye un riesgo privado, dado que puede ser ocupado por las aguas con dis-

par recurrencia sin que pueda pronosticársela.

En lo que va del siglo XX, nunca se registró en la región un ciclo húmedo de igual persistencia, con picos de registros mensuales y anuales iguales o próximos a los antecedentes históricos.

Bibliografía

- GONZALEZ, N., AUGE, M.P., HERNANDEZ, M.A. y J. ROSELLI, 1990. Investigación hidrogeológica en la cuenca de las Lagunas Encadenadas del Oeste de la Pcia. de Bs. Aires. CONICET - Fiscalía de Estado P.B.A. La Plata.
- GONZALEZ URIARTE, M. y E. NAVARRO, 1988. Carta geomorfológica aplicada a la Laguna Epecuén y adyacencias. II Jornadas Geol. Bon. Actas, 133-142, CIC. Bahía Blanca.
- SARAVIA, J., BENAVIDEZ, R. CANZIANI, O., FERREIRO, V. y M.A. HERNANDEZ, 1987. Lineamientos generales y regionales para un Plan Maestro de Ordenamiento Hídrico del Territorio Bonaerense" Conv. MOSP Nac.-MOSP PBA. La Plata.

LOS FENOMENOS DE TRANSVASE E INMINENTE CAPTURA EN EL ARROYO LAS GARZAS, LOBOS, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

N. V. Dangavs y A. M. Blasi. CIC. Inst. Geomorfología y Suelos, UNLP.
Calle 3 Nº 584 (1900) La Plata.

El Ao. Las Garzas es el colector principal de una cuenca de drenaje de 1720 km² del noreste de Buenos Aires, tributaria del río Salado. La misma posee forma subtriangular elongada en el sentido NO-SE, con sus nacientes septentrionales en el partido de Mercedes y la desembocadura en el de Lobos en la laguna homónima.

La cuenca forma parte de una llanura de acumulación loésica de suave relieve y muy escasa pendiente. La mayor altitud se encuentra en su extremo noroeste en la cota de 45,6 m y la menor en su desembocadura en el lecho de la laguna de Lobos en 21,12 m. La red hidrográfica de la misma es poco desarrollada, constituida por el colector principal de 71,3 km de largo, denominado hasta su desagüe en la laguna de Navarro, "cañada de Navarro" y aguas abajo "cañada de las Garzas" o Ao. Las Garzas y dieciséis tributarios que conforman veintidos cauces, todos ellos modificados en alguna medida por la mano del hombre (Dangavs *et al.*, 1990).

El Ao. Las Garzas aguas abajo de la laguna de Navarro constituye un curso permanente con un pequeño cauce que en su tramo inferior es más amplio y poco profundo, enmarcado por costas bajas anegables que pasan casi imperceptiblemente a la planicie aluvial. En la desembocadura su canal de estiaje alcanza un ancho de 40 m, y un lecho aparente de 231 m, según mediciones de uno de los autores.

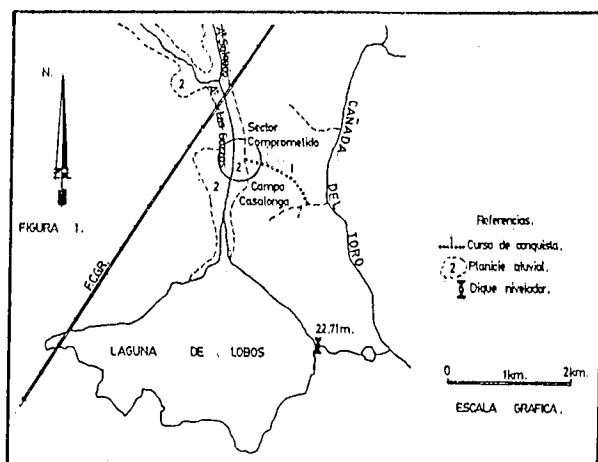
Prolongadas tareas de campaña (período 1986-1990) han permitido caracterizar el comportamiento geohidrológico de este arroyo. Así se observa que, durante las crecientes el mismo desborda prácticamente a todo lo largo de su curso, sobre todo en sus tramos de planicie aluvial. Este hecho es más marcado aguas abajo de la desembocadura del Ao. Salgado (km 68,3 de la progresiva), generándose así frecuentes transvases de cuenca en dirección este, hacia la cañada del Toro. El fenómeno se acentúa al sur de las vías del ferrocarril (fig. 1) en su paso por el campo Casalonga, a consecuencia de la escasa altura de sus cotas, que facilitan los derrames, a lo que se añade el efecto remanso del dique nivelador de la laguna de Lobos, que ahoga la boca del arroyo elevando su nivel, ayudando al desborde a partir de la cota de 22,43 m (0,28 m por debajo del nivel del vertedero), con lo cual éste hecho se ha vuelto muy frecuente. Esta agua ya no se estanca en el campo Casalonga, sino que fluye hacia la cañada mediante un afluente muy activo de ésta, el que en muy poco tiempo ha remontado por erosión retrocedente cientos de metros hacia el oeste, formando un cauce a través de bajos y microcubetas, encontrándose en junio de 1990 a pocas decenas de metros del borde del Ao. Las Garzas. Este curso transvasante en pleno proceso de captura funciona con notorio escurrimiento hacia la cañada con velocidad de 0,3 m/s en un cauce de 0,5 m de profundidad y 2,3 m de ancho y total ausencia de depósitos de lecho, en oposición a lo que generalmente se observa en la zona, caracterizada por sedimentación de fangos aluvionales.

Este hecho incipiente y casi estacionario hace pocos años, se ha activado en el último decenio a consecuencia de la alteración del gradiente hidráulico derivado de la profundización del cauce de la cañada por canalización, el que se manifiesta por au-

mento de la energía erosiva de los pequeños cursos temporarios afluentes, especialmente en la zona del campo Casalunga. Este fenómeno geodinámico no habrá de cesar hasta producir el decapitamiento del Ao. Las Garzas, con lo cual se logrará eliminar del circuito a la laguna de Lobos, lo que podrá ser corregido solamente por obras de ingeniería en la zona implicada.

Por otra parte el proceso de transvase del Ao. Las Garzas a la cañada del Toro es ya casi permanente, siendo coadyuvante al efecto de captura. Para neutralizar este proceso habría que elevar la orilla izquierda comprometida.

Aparte de que los fenómenos enunciados no son comunes en la región pampeana, cabe destacar la repercusión del proceso de decapitamiento del Ao. Las Garzas por un afluente de la cañada del Toro, como curso beneficiario, en el futuro del ecosistema lagunar Lobos, el que habrá de ser eliminado como colector de los desagües de la cuenca, quedando abandonado, con la mayor parte de sus aportes superficiales cancelados (93%), declinando rápidamente e inexorablemente en pantano si estos hechos no se corrigen a tiempo.



Bibliografía

DANGAVS, N. *et al.*, 1990. Estudio geológico de la languna de Lobos. Publ. C.I.S.A. U.A., 87 p, 10 tb., 27 fig., La Plata.

LAGUNA DE LOS PADRES, SU SEDIMENTOLOGIA E HIDROLOGIA (Partido de Gral. Pueyrredón, Prov. Buenos Aires)

E. Bocanegra, J. L. del Río. Centro de Geología de Costas y del Cuaternario.
C.C. 722. Mar del Plata (7600). Buenos Aires.

Introducción. El presente trabajo aborda, y actualiza, temas parciales de uno mayor realizado por el Centro de Geología de Costas y del Cuaternario (1982). El interés actual sobre esta zona se centra en sus reservas de agua subterránea para consumo urbano, incremento de actividades deportivo recreativas (Juegos Panamericanos de 1995) y como zona de conservación natural (Reserva del Corral).

Bosquejo geológico. La Laguna de Los Padres está situada en el flanco oriental de la sierra de Los Padres (Sierras Septentrionales). La zona tiene un relieve suave, con predominio de serranías chatas, lomadas y planicies, constituida por tres grandes unidades: Basamento cristalino (no aflorante), Fm. Balcarce (Dalla Salda e Iñiguez, 1979) y complejo sedimentario cenozoico sobre el cual se han desarrollado el sistema del arroyo y laguna de Los Padres.

Morfología y sedimentología de la laguna. La laguna de Los Padres presenta su eje mayor orientado ENE-OSO, su fondo es muy regular y plano con mayor pendiente hacia los bordes. Su morfología se determinó sobre la base de mapas escala 1:10.000 y relevamientos batimétricos, conjuntamente con muestreo de sedimentos de fondo y en suspensión (22 muestras). Longitud máxima ($L_{m\acute{a}x}$) = 2,065 km "fetch" efectivo ($L_{m\acute{a}x}$) (Hakanson, 1981) = 0,06 km Ancho máximo ($B_{m\acute{a}x}$) = 1,700 km "fetch" efectivo ($B_{m\acute{a}x}$) (Hakanson, 1981) = 0,13 km Máxima longitud efectiva (L_e) = 1,950 im; Ancho medio efectivo (B_e) = 1,970km Profundidad máxima = 2,40 m; Profundidad media = 1,243 m; Area total = 16 km².

La mayor presencia de sedimentos en suspensión (>0,05 g/l) se da sobre la dirección NO-SE. La materia orgánica supera el 50% en el material en suspensión en más de la mitad de la superficie del cuerpo de agua.

El material de fondo de la laguna es mayoritariamente limo-arcilloso siendo su distribución homogénea, sus principales fuentes de aporte son el arroyo de Los Padres y las formaciones eólicas circundantes. La presencia de arenas en alguna de sus márgenes se debe a la acción de olas en direcciones dominantes de "fetch".

Hidrología: balance hidrológico y calidad del agua. Las variaciones de almacenamiento de agua en la laguna se obtienen del balance hidrológico anual, a partir de la serie de precipitaciones (1901-70, Mar del Plata) y empleando la siguiente expresión: $P + E_{sup}(e) + E_{sub}(e) = ETR + E_{sub}(s) + R$. Siendo: P = precipitación (806 mm), $E_{sup}(e)$ = Escurrimiento superficial de entrada (estimado a partir de aforos) (64 mm) $E_{sub}(e)$ = Escurrimiento subterráneo de entrada, ETR = Evapotranspiración real (717 mm), $E_{sub}(s)$ = Escurrimiento subterráneo de salida y R = Variación de reserva de agua de la laguna. Dado su carácter efluente-influente (Cionchi, *et al.*, 1982), es válido asumir un estado de equilibrio ($E_{sub}(e) = E_{sub}(s)$) y por lo tanto que $R = 154$ mm.

El agua de la laguna es químicamente homogénea, la salinidad es de 1 mg/l, su conductividad es 820 umho/cm y según iones dominantes es "bicarbonatada sódica". La distribución de bacterias coliformes sigue un patrón zonal, posiblemente influenciado por la acción del viento, con dos focos de dispersión de 700 NMP/100 ml (en los centros recreativos OAM y del Sindicato de Empleados de Casinos) que se amplían entre relevamientos sucesivos, y tenores mínimos entre 240 y 62 NMP/100 ml en la zona del delta del arroyo y la costa norte (Fig. 1)

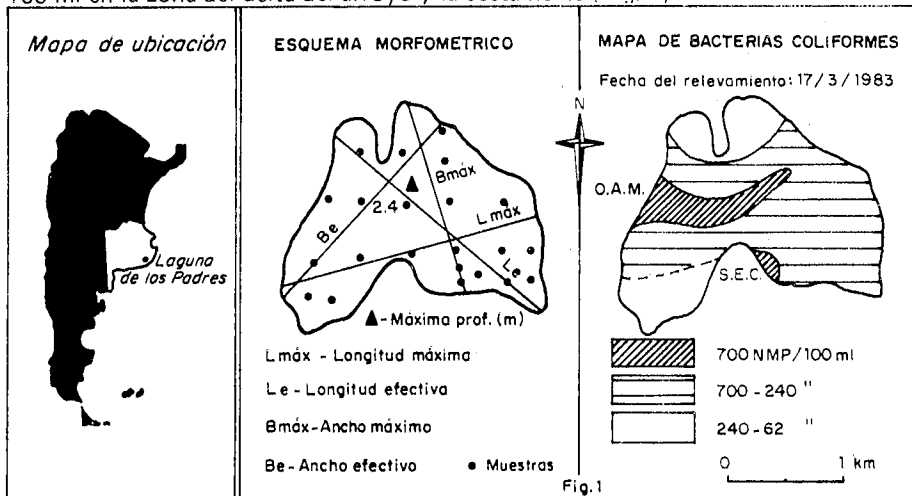


Fig. 1

Conclusiones. La laguna de Los Padres por sus características químicas y bacteriológicas, es apta para usos recreativos. Como consecuencia de la existencia de un vertedero de labio fijo los sedimentos que llegan a la laguna sedimentan en su totalidad y el excedente de 154 mm calculado en el balance hidrológico se infiltra aumentando las reservas de aguas subterráneas. Los patrones de distribución de coliformes y de materiales en suspensión parecen estar dominados por la acción del viento.

Se recomienda la protección y uso racional de los recursos naturales de la laguna a partir de estudios detallados con enfoques ambientales integrados.

Bibliografía

- CIONCHI, J., SCHNACK, E.J., ALVAREZ, J., BOCANEGRA, E., BOGLIANO, J. y L. DEL RIO, 1982. Caracterización hidrogeológica y físico-ambiental preliminar de Laguna de Los Padres. (Partido de General Pueyrredón, Prov. Buenos Aires), inédito: 44p.
- DALLA SALDA, L. y N. IÑIGUEZ, 1979. La Tinta, Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. VII Cong. Geol. Arg. Actas 1:539-550.
- HAKANSON, L., 1981. A manual of Lake Morphometry. Springer-Verlag Berlin 78 p.

EVOLUCION GEOLOGICA DE LA LAGUNA COSTERA DE PUERTO LOBOS (CHUBUT, ARGENTINA)

J. Spagnuolo, R. Schillizzi y E. Gelós. (IADO). Alem 53 (8000) Bahía Blanca

Se estudió la laguna de Puerto Lobos (Fig. 1) con el objeto de definir sus características morfológicas actuales y su evolución durante el Pleistoceno-Holoceno. Se trata de una laguna de circulación restringida según el concepto de Kjerfve y Magill (1989).

Tiene rumbo N-S, un largo de 3 km y 0,5 km de ancho. Se halla limitada por cordones litorales asociados a paleoambientes albuféricos colmatados. Su estrecha boca (100 m) está flanqueada por un cordón litoral externo al sur y una plataforma de abrasión al norte.

Mediciones puntuales para un único ciclo de marea, de temperatura, salinidad y corrientes, indicarían: fuerte influencia de la radiación solar en los cambios térmicos; sobresalinización de las aguas interiores sujeta a las variaciones de temperatura y al sistema de circulación restringido, influenciado por los vientos dominantes. Las fuertes corrientes en la boca durante la descarga y la recarga impedirían su eventual cierre.

Textualmente los sedimentos se asocian a tres dominios morfológicos definidos: 1) cordones con psefitas dominantes; 2) llanuras de mareas con abundantes pelitas y 3) canales con mezclas texturales. Mineralógicamente las psefitas y psamitas derivan de rocas volcánicas y piroclásticas intermedias.

La evolución geológica se determinó en base a la morfología y a las dataciones realizadas por Bayarsky y Codignotto en (1982). El sustrato, según Cortés (1987), lo componen volcanitas del Complejo Marifil y sedimentitas de la Formación Gaiman, sobre el que se depositaron las psamitas de pie de monte de las Formaciones Eizaguirre y Dos Naciones. El retrabajo fluvio-marino de estos materiales los redistribuye sobre una superficie de suave pendiente (paleoplaya?), en un ambiente marino regresivo que deja una serie de cordones sucesivos. Esto determina la construcción de albuferas entre cordones que migran hacia el este (Fig. 1). Se originan, así, seis cordones de rodados: C1 (40.000 a A.P.); C2 (32.000 a A.P.); C3 (30.000 a A.P.); C4 (20.000 a A.P.); C5 y C6 (entre 3300 y 750 a A.P.). Los mismos determinaron la formación de dos ambientes paleoalbuféricos reconocibles (A1 y A2) y uno actual en evolución (A3). Todo el ciclo evolutivo se concreta entre el Pleistoceno alto y el Holoceno.

La laguna actual presenta su comunicación con el mar permanentemente abierta, seguida de una llanura de marea surcada por canales y una parte interior colmatada de sedimentos. La preponderancia de pelitas indica predominio de la sedimentación de la albufera, transformándola en una trampa de sedimentos.

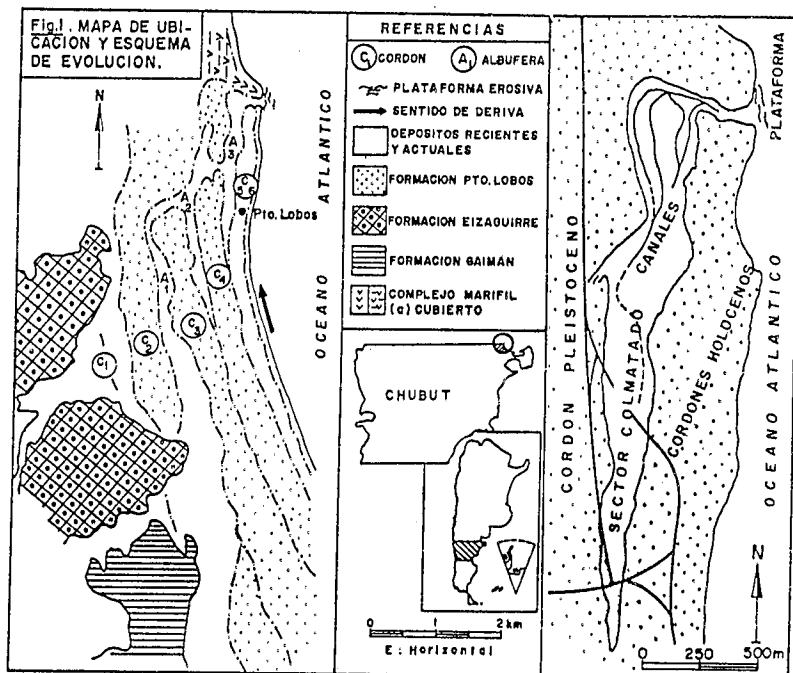


Fig. 1

Bibliografía

- BAYARSKY, A. y J. CODIGNOTTO, 1982. Pleistoceno Holoceno marino en Puerto Lobos, Chubut, *Asoc. Geol. Arg. Rev.* XXXVII(1): 91-99.
- CORTES, J., 1987. Descripción geológica de la hoja 42 h; "Puerto Lobos". *Bol. 202. Secr. Min. Dir. Nac. Min. y Geol.*: 1-93.
- KJERFVE, B. and K. MAGILL, 1989. Geographic and hidrodynamic characteristics of shallow coast lagoons. *Mar. Geol.*, 88: 187-199.

CUERPOS GLACILACUSTRES EN LA DEGLACIACION DEL HOLOCENO TEMPRANO EN VALLES DE LOS ANDES FUEGUINOS

A. Coronato. CADIC, CONICET. C.C. 92 (9410) Ushuaia, Argentina.

El objeto de esta nota es discutir la existencia de cuerpos glacilacustres en el proceso de deglaciación ocurrido en valles tributarios al Canal Beagle durante el Holoceno Temprano.

La expresión morfológica actual de los paleolagos corresponde a (i) cubetas de sobreexcavación colmatadas por materia orgánica que constituyen potentes turberas de *Sphagnum sp.* y (ii) a geoformas aterrazadas compuestas por sedimentos finos. La disposición espacial de las turberas de "Andorra", "Cañadón del Toro" y "La Portada" señalan la existencia de paleolagos aguas abajo de los glaciares de valles tributarios, sin indicar necesariamente una relación espacial directa con la posición del frente del hielo. Los depósitos glacilacustres permiten reconstruir la ubicación de paleolagos marginales endicados por lóbulo laterales del Glaciar Beagle, en cercanías a sus glaciares tributarios "Andorra", "Valle Chico" y "Pipo".

En la composición sedimentaria de las turberas predomina la materia orgánica en descomposición, intercalada con niveles de cenizas volcánicas y dispuesta sobre arcillas grises azuladas con fragmentos de madera. Dataciones radiocarbónicas de restos orgánicos en sus sectores basales ofrecen edades de 9.100 a 9.300 a A.P. (Coronato, 1990); con lo cual se puede afirmar que los procesos depositacionales glacilacustres se han mantenido vigentes en este área hasta el Holoceno Temprano.

La composición sedimentaria de la mayoría de las terrazas glacilacustres es de limos y arcillas masivas con guijarros caídos ("dropstones"). El escaso desarrollo de ritmitas en los depósitos sedimentarios analizados permite suponer que los flujos de entrada al sistema no tenían una estacionalidad marcada ni simultánea, y que provenían posiblemente, de fuentes múltiples y de variada dirección. El aporte de agua y sedimentos desde fuentes a distancia habrían ejercido un control más potente en las condiciones de sedimentación que el de los flujos provenientes del frente de los lóbulos de hielo. Ello habría favorecido una constante mezcla de sedimentos a lo largo de todo el ciclo hidrológico anual, o bien el mantenimiento de condiciones apropiadas para el desarrollo de una columna de agua de igual densidad (Ashley, 1988). Se han observado depósitos rítmicos sólo en paleolagos supraglaciales que ocupan depresiones del sistema morénico subglacial del Glaciar Beagle ("kettle lake").

En base al modelo de depositación glacilacustre propuesto por Sturn (1979), estos paleolagos se ajustan al modelo n^o 1, es decir, corresponden a lagos con columnas de agua sin estratificación, flujos de entrada continuos, sin estructuras depositacionales, compuestos por arenas, limos y arcillas en disposición caótica y con incipiente estratificación inicial.

Bibliografía

- ASHLEY, G., 1988. Classification of glaciallacustrine sediments. In: Goldthwait & Matsch (eds): Genetic Classification of glacial deposits, pp. 243-260.
- CORONATO, A., 1990. Definición y alcance de la última glaciación pleistocena (Glaciación Moat) en el Valle de Andorra, Tierra del Fuego. Actas del XI Congreso Geológico Argentino.
- STURM, M., 1979. Origin and composition clastic varves. En: Moraines and varves, pp: 281-285.

ANALISIS GRANULOMETRICO Y CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA DE LOS SEDIMENTOS DEL ARROYO TOLEDO-CARRASCO (URUGUAY)

R. Arocena, G. Chalar y M.J. Cardezo. Sección Limnología,
Facultad de Ciencias. Tristán Narvaja 1674, Montevideo 11200.

Aunque el sedimento de los arroyos es muy heterogéneo y en constante cambio, lo cual implica su caracterización, la granulometría a lo largo del curso es un factor importante en la interpretación de la hidrodinámica, la distribución de su fauna o los estudios de contaminación. Así por ejemplo la capacidad del sedimento para atrapar contaminantes está influenciada por el tamaño de grano (Hakanson & Jansson, 1983).

En el presente trabajo nos proponemos conocer las características principales del sedimento del arroyo Toledo-Carrasco, sus parámetros granulométricos, contenido de agua y materia orgánica, así como la existencia o no de patrones de distribución longitudinal de tales propiedades. Este arroyo de ca. 40 km de largo, conforma el límite Este del departamento de Montevideo, y presenta un alto grado de contaminación orgánica (Arocena & Pintos, 1988). Tiene una baja pendiente, ancho y caudal muy variables, cuya profundidad excepcionalmente supera el metro. Drena una cuenca de ca. 200 km², en su mayor parte formada por rocas metamórficas (Anfibolitas, Milonitas, Gneisses), con una zona de bañados con arcillas turbosas (Falco, 1985); y arenas modernas en la desembocadura al Río de la Plata. El muestreo fue realizado en abril de 1989, en 7 estaciones distribuidas a lo largo del arroyo. En cada estación se tomaron 3 muestras al azar, con una draga (Mud Snapper, Kahlsico) de 45 cm² de área o con una pala según el tipo de sedimento encontrado. Las muestras se pesaron húmedas y se secaron en estufa a 80 °C hasta alcanzar peso constante. El contenido en agua se determinó por diferencia de ambos pesos. El contenido de materia orgánica fue determinado en submuestras homogeneizadas de la fracción menor a 2 mm, mediante calcinación a 450°C durante 2 horas. El resto de la muestra se tamizó por mallas de 64, 32, 16 y 8 mm y por una batería de tamices (USA Standard Sieve Series, Newark) de 2000, 860, 500, 250, 125 y 64 µm, pesándose cada fracción de 0,1 g. La fracción de 4 mm fue calculada mediante interpolación en la curva de frecuencias acumuladas. Se calcularon los parámetros granulométricos: media, selección, asimetría y kurtosis según Folk y Ward (1957). Los porcentajes de grava, arena y limo-arcilla fueron graficados en un diagrama triangular de Shepard (1954).

En el triángulo de Shepard todas las muestras se distribuyen a lo largo del eje grava-arena, como resultado de la poca cantidad de limo-arcilla encontrada. Los histogramas de frecuencia muestras sedimentos bimodales, con una fracción de grava y otra de arena, correspondientes a -5 y 0 phi, salvo en una estación donde sólo se presenta arena. Los tamaños medios de grano variaron entre 0,73 y -3,26 phi.

Los valores de selección varían entre 2,25 y 4,50, es decir muy pobre a extremadamente pobre. Las mejoras selecciones corresponden a las muestras clasificadas como arena.

Los valores de asimetría variaron entre -0,02 y 0,86 o desde casi simétricas a muy positivas siendo estas últimas las predominantes. Catorce de las 17 muestras tienen una distribución muy platikúrtica, y sólo en 3 es platikúrtica.

Mediante un análisis de varianza entre las cuatro estaciones de las que hay 3 réplicas, se constató, que sólo la media y la selección difieren entre estaciones cuando el nivel de confianza es del 80^o/o.

El contenido de materia orgánica varió entre 0,3 y 4,4^o/o siendo la variación entre réplicas más importantes que entre estaciones. El contenido promedio fue de 1,7 + 1,2^o/o. El contenido de agua para 12 muestras, varió entre 5 y 34 ^o/o, aunque sólo 3 superaron el 20^o/o. Tampoco en este caso es significativa la variación entre estaciones. La variación del contenido de materia orgánica en función del tamaño de grano se ve alterada por las muestras de arena, con un contenido menor al que les correspondería por su granulometría. Esto indica la presencia de factores más importantes que el tamaño de grano, como pueden ser las alteraciones antropogénicas, aunque no deben descartarse causas metodológicas. El contenido de agua en cambio, guarda una correlación significativa ($p < 0,01$) con el tamaño de grano.

No se observa una disminución del tamaño de grano ni tampoco de los valores de selección hacia la desembocadura. Esta ausencia de gradiente se explica por la escasa pendiente del arroyo, que en su longitud total sólo desciende unos 80 mm (Arocena & Pintos, 1988) así como por la canalización y construcción de puentes.

Cuando se relacionan entre sí la asimetría, la selección y la kurtosis se observa que las distribuciones más simétricas se dan tanto en las muestras mejor seleccionadas, con predominio casi absoluto de grava y mayor kurtosis, como en las peor seleccionadas, compuestas por partes iguales de ambas modas y muy platikúrticas. Valores intermedios de selección corresponden a distribuciones platikúrticas y con mayores valores de asimetría, cuando hay más grava que arena.

Bibliografía

- AROCENA, R. y W. PINTOS, 1988. Antecedentes para un estudio limnológico del Arroyo Carrasco. Serie de Avances de Investigación, de la Facultad de Humanidades y Ciencias, 26 p.
- FALCO FROMMEL, L., 1985. Mapeo de reconocimiento de los Bañados de Carrasco. M.A.P. Dirección Nacional de Suelos, Montevideo, 19 p.
- FOLK, R. y W. WARD, 1957. Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters. J. Sediment. Petrol. 27 (1): 3-26.
- HAKANSON, L. y M. JANSSON, 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg: 316 p.
- SHEPARD, F. P., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. J. Sediment Petrol. 24: 151-158.

PALEOLIMNOLOGIA

EVIDENCIAS PALEOLIMNOLOGICAS EN LA LAGUNA DE LOBOS, BUENOS AIRES, ARGENTINA.

N. V. Dangavs y A. M. Blasi. Inst. Geomorfología y Suelos, UNLP, y
Comisión de Investigaciones Científicas. Calle 3 Nº 584 (1900) La Plata.

En el curso de estudios ambientales en la laguna de Lobos (Dangavs *et al*, 1990), hemos hallado en el seno de la misma por debajo de los sedimentos actuales, las evidencias de dos paleoambientes acuáticos, uno dulciacuícola y el otro de posible filiación marina, que representan anteriores lagunas que funcionaron en la misma cubeta.

Esta laguna del noreste bonaerense pertenece a la cuenca del río Salado y se encuentra alojada en una cubeta de 7,6 km², excavada en limos ensenadenses (Pleistoceno medio), que por efecto del modelado hidro-eólico evolucionó del Wanne primitivo a 7 m de profundidad a la forma actual en palangana con apenas 2 m. En casi todo su perímetro posee costas barrancosas de altura variable de 0,3 a 4 m, labradas en sedimentos del Pleistoceno medio, alto y Holoceno.

La caracterización de las acumulaciones de su lecho, ha permitido reconocer distintos depósitos superpuestos, que representan gran parte de la historia geológica reciente de la comarca. Los mismos a los fines de esta nota, se denominan de abajo hacia arriba Unidad 1 y 2.

Unidad 1: Esta situada sobre el lecho primitivo de la cubeta en una extensión de 2,9 km² y una potencia máxima de 2,65 m de depósitos límnicos constituidos por fangolitas oscuras y yeso microcristalino epigénico. El contenido de restos biológicos del paleoambiente es afín al de la laguna actual (oligohalina, alcalina), aunque menos numeroso y mayormente fragmentado, incluso en algunos niveles es muy escaso, todo lo cual indicaría más bien un ambiente palustre sujeto a cambios hídricos y quizás a desecación periódica. Los restos corresponden a *Littoridina parchappei*, *Ampullaria sp.*, ostrácodos, charófitas y diatomeas, además abundantes restos de conchillas indeterminables y tubos y placas de CO₃Ca de origen bioquímico.

Dada la posición estratigráfica, características litológicas y ambientales, correlacionamos tentativamente la Unidad con el Miembro Guerrero de la F. Luján de Fidalgo (1983). La edad de la Unidad no se ha podido establecer con certeza en la región, solamente su posición cronológica relativa postensenadense y pre-ingresión holocena (con dudas), dicha amplitud temporal la sitúa entre el Pleistoceno tardío y el Holoceno medio, lo que se asemeja al criterio sustentado por Fidalgo (op. cit.) quien refiere al Miembro aproximadamente al límite Pleistoceno-Holoceno.

Unidad 2: Está constituida por limolitas, fangolitas y yeso discoidal epigénico (todo en colores claros), que se localizan en las perforaciones sobre los "Sedimentos Pampeanos" ensenadenses y de las formaciones La Postrera inferior (intracuencal) y Luján, Miembro Guerrero, todo en el sentido de Fidalgo (op. cit.). Sus acumulaciones ocupan 6,25 km², con un espesor real de 1,55 m. El contenido de restos de organismos acuáticos pertenece a una asociación de flóruas y fauna, que por su origen y tolerancia a la salinidad incluye elementos dulciacuícolas y mixohalinos (lacustres-estuaricos). Esta mezcla refleja pertenencia a un medio de vida de condiciones semejantes a una laguna costera con libre comunicación con el mar y variaciones de salinidad de oligo a meso-polihalino.

En los depósitos de la misma hemos hallado restos de los siguientes organismos: *Littoridina parchapei*, *L. australis*, *L. conexa* y *L. australis crassa* (Gaillard, 1973); *Biomphalaria peregrina*, *Ampullaria sp.* y *Succinea sp.*; ostrácodos en formas típicas de agua dulce y algunas mixohalinas; seis especies de foraminíferos, siendo dominante *Rotalia beccari parkinsoniana* (92 ‰), seguida de *Elphidium discoidale* (6 ‰) y algas silíceas y calcáreas.

A primera vista se podría pensar que nos encontramos ante capas del Miembro Río Salado de la F. Luján, indicadas por su autor como límnicas (Fidalgo, op. cit.). Empero, las características paleoambientales y paleontológicas nos llevan a sustentar lo contrario y plantear la vinculación de la misma con la ingresión marina holocena, que se manifestó por la ampliación de la bahía de Samborombón que en dirección oeste remontó el río Salado y cuya influencia afectó cursos fluviales entre otros al Saladillo Rodríguez (colector de la laguna) y por ende a la antigua laguna de Lobos. También se podría dar otra explicación a los hechos y relacionar la tafocenosis presente con una paleolaguna salada, donde se favoreció la supervivencia y propagación de los organismos mixohalinos traídos por aves marinos (cf. Cann y De Deckker, 1981).

Sin embargo, ante el margen de duda y basándonos en la posición estratigráfica y las características ambientales, las que son afines a la de la planicie costera de la bahía de Samborombón, correlacionamos tentativamente la Unidad por extensión con el Miembro Canal 18 de la F. Las Escobas de Fidalgo (op. cit.), con una edad posible de 5.000 años A.P. (Holoceno medio).

Bibliografía

- CANN, J. et P. DE DECKKER, 1981. Fossil Quaternary and living Foraminifera from athalassic saline lakes, southern Australia. Jour. Paleont. 55:660-670.
- DANGAVS, N., BLASI, A., MORMENEO, M., GAILLARD, M. y R. BURAKOWSKY, 1990. Estudio geológico de la laguna de Lobos. Publ. C.I.S.A.U.A., 87 p., 27 fig., La Plata.
- FIDALGO, F., 1983. Algunas características de los sedimentos superficiales en la cuenca del río Salado en la Pampa Ondulada. Coloc. Int. Hidrol. Grandes Llanuras, Olavarría. UNESCO, Act. II: 1043-1067. Buenos Aires.
- GAILLARD, M. 1973. Contribución al conocimiento del género *Littoridina* Souleyet 1852 en Argentina. Tesis Nº 230, Museo de La Plata.

PALINOLOGIA DE LAGUNA DE LOS PADRES (PROV. BS. AS.)

M.V. Mancini, Lab. Palinología, Fac. Cs. Ex. y Nat. (UNMDP).

Funes 3250 (7600) Mar del Plata.

A través del análisis polínico de perfiles tomados en la laguna de Los Padres ($38^{\circ} 02' S$ y $57^{\circ} 33' W$) se propone obtener información sobre los cambios de la vegetación desde los primeros asentamientos en la zona. El estudio de muestras tomadas en la orilla del cuerpo de agua permitió conocer las influencias locales que afectan a los espectros polínicos.

Materiales y Métodos. Para el análisis polínico actual se analizaron 9 muestras de la orilla y la muestra superior de un testigo tomado en el centro de la laguna. Para evaluar los cambios de la vegetación se estudiaron dos perfiles tomados en la orilla con sonda Dachnowsky. Para este trabajo se eligió el perfil II, de 60 cm de profundidad. Las muestras fueron preparadas con técnicas físico-químicas convencionales. En cada muestra se calculó porcentaje y concentración polínica/volumen de sedimento. Las técnicas de estadística utilizadas con las muestras de superficie fueron Cluster Analysis y Análisis de Componentes Principales, ambos en modo Q.

Discusión. El análisis de los datos de superficie divide a las muestras en tres grupos. Dos de ellos indican condiciones locales: zonas con la mayor concentración de arena y con la mayor cantidad de materia orgánica en suspensión (Centro de Geología de Costas, 1982). Esto indicaría la variación que existe en algunos espectros polínicos de aguas superficiales, debido a erosión, redepósito, vientos, corrientes, aun cuando las muestras estén separadas por cortas distancias (Davis, 1969). El tercer grupo es el que mejor representa a la vegetación actual y en él están incluidas la muestra tomada en el centro y la muestra O del perfil II.

En el perfil II (Fig. 1) la presencia de *Cupressus* en las muestras 9 y 10 indica el establecimiento de las primeras estancias en la zona hacia 1850 (Barili, 1964). La curva de *Eucalyptus* señala el período de forestación en los alrededores de la laguna (1954-1955). Los cambios más recientes en la vegetación se pueden ver en las curvas de CRUCIFERAE y CHENOPODIINEAE, vinculadas a malezas presentes en campos con actividades agropecuarias. La curva de COMPOSITAE está relacionada con la presencia de *Baccharis* en la zona serrana y su aumento en la parte superior puede resultar del aumento de malezas en campos con sobrepastoreo. El proceso de progresiva colmatación de la laguna puede observarse a través de la disminución de *Myriophyllum* en las muestras superiores y por la curva de CYPERACEAE que indicaría la invasión de "juncos" en este sector.

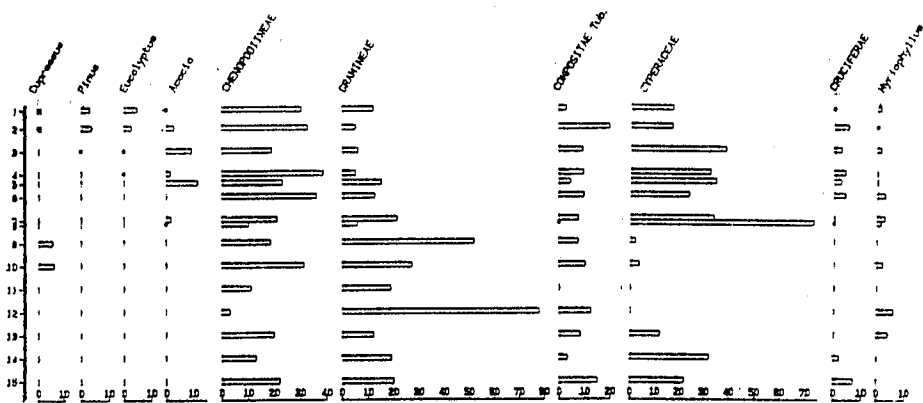


Figura 1. Diagrama relativo (O/o) del perfil II.

Bibliografía

- BARILI, R., 1964. Mar del Plata, Reseña histórica. Municipalidad de Gral. Pueyrredón. Mar del Plata.
- CENTRO DE GEOLOGIA DE COSTAS, 1982. Caracterización hidrogeológica y físico-ambiental preliminar de la Laguna de Los Padres. Convenio Partido de Gral. Pueyrredón-Univ. de Mar del Plata.
- DAVIS, R., BREWSTER L. and J. SUTHERLAND, 1969. Variation in pollen spectra within lakes. Pollen st spores, Vol XI, N° 3.

PALEOECOLOGIA DE DIATOMEAS DEL DELTA DE LA ALBUFERA MAR CHIQUITA, BUENOS AIRES.

M.A. Espinosa. Centro de Geología de Costas y del Cuaternario (UNMDP).
C.C. 722, 7600 Mar del Plata.

Se muestreó un perfil de 0,68 m aflorante como terraza de erosión en la ribera este del Arroyo Chico de las Gallinas, en la intersección del camino que conduce a la Ea. Mar Chiquita (37° 27' 53" S y 57° 13' O). La sección consta de una sucesión aproximadamente uniforme de limos arcillosos gris verdosos que remata en un suelo (horizonte A1). En la misma ribera, a 200 m aguas abajo, *Tagelus plebeius* obtenidos a 0,35-0,40 m por debajo del horizonte A, dieron edades radiocarbónicas de 3110 ± 80 años AP (*Ac-0064, Schnack et al*, 1981).

Se tomaron 8 muestras según se producían cambios en la litología. Las muestras fueron tratadas con peróxido de hidrógeno y ácido clorhídrico, y luego montadas en Bálamo de Canadá para su examen microscópico. Las proporciones relativas de los taxa hallados fueron agrupadas según sus tolerancias salinas de acuerdo a la clasificación de Hustedt (1957) en: polihalobios, mesohalobios, oligohalobios halófilos, oligohalobios indiferentes y halófbos.

Se identificaron 51 especies de diatometas en toda la secuencia. En cada preparado se contaron 500 a 600 frústulos, comprobándose que *Fragilaria pinnata* domina prácticamente en todas las muestras.

De la muestra 8 (base del perfil) a la muestra 4 (0,35-0,4 m), dominan los taxa oligohalobios indiferentes representados por *F. pinnata*, *F. construens* var. *venter*, *Synedra ulna* y *S. platensis*, que indican condiciones dulceacuícolas. Estas condiciones se revierten en las muestras 3 y 2, donde dominan especies polihalobias (*Actinoptychus splendens*), mesohalobias (*Rhopalodia musculus*) y oligohalobias halófilas (*R. gibberula*) que indicarían un ambiente de aguas salobres (Fig. 1). Sobreyacen sedimentos con alto contenido de diatomeas oligohalobias indiferentes (*F. pinnata*, *F. construens* var. *venter*, y *Aulacosira granulata*), indicando nuevamente condiciones dulceacuícolas (M1). Además se observaron altas proporciones de diatomeas epífitas en las muestras 3 y 2, lo que sugiere el desarrollo de vegetación relacionada al agua. Los altos porcentajes de *F. pinnata* (oligohalobia indiferente) no sólo estarían relacionados con la salinidad. Según Stabell (1985) el predominio de esta especie dependería de la disponibilidad de nutrientes.

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Weaver para cada nivel y se comprobó que en las muestras 3 y 2 los valores son los más altos de toda la secuencia (2,37 y 1,93 respectivamente).

El análisis paleoecológico ha sido de utilidad para interpretar la sucesión de ambientes sedimentarios del delta de la albufera. La sedimentación uniforme de limos arcillosos gris verdosos representa el relleno del canal de mareas (Arroyo Chico de las Gallinas). El dominio de diatomeas de aguas salobres y el alto contenido de diatomeas epífitas en los niveles 3 y 2 representa la marisma salada con aporte episódico de agua de mar en los niveles supramareales. El tope de la secuencia representa eventos episódicos de hoy día (inundaciones), ya que desde la restricción actual de la desembocadura (*Schnack et al*, 1981) no existen efectos marinos en el delta de la al-

bufera Mar Chiquita.

El presente trabajo forma parte del plan de tesis doctoral presentado por la autora en la Univ. Nac. de Mar del Plata.

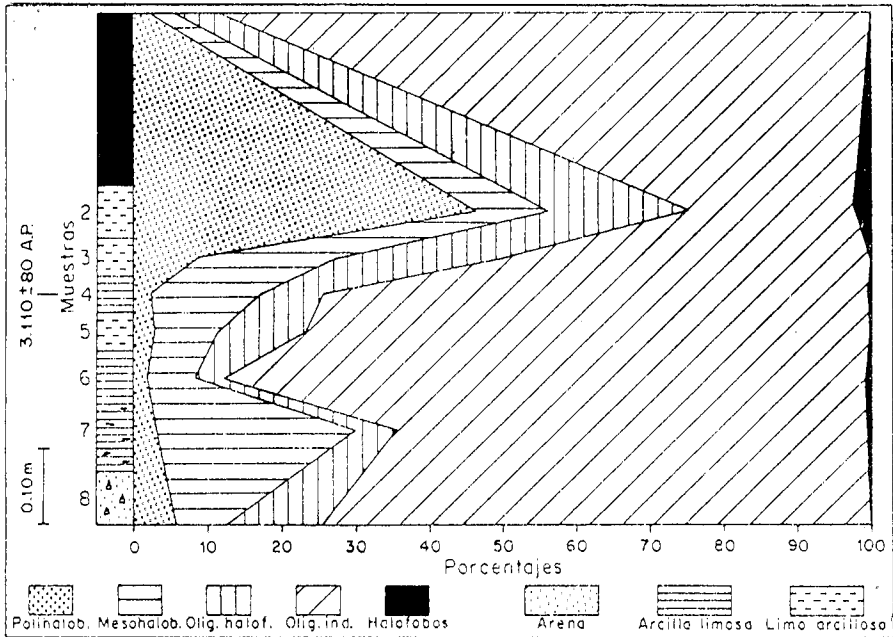


Fig. 1. Distribución de diatomeas según sus tolerancias salinas

Bibliografía

- HUSTEDT, F., 1957. Die Diatomeenflora des fluss systems der wesen im Gebiet der Hansestadt Bremen. Abh. naturw ver Bremen, 34:181-440.
- SCHNACK, E.J., FASANO, J.L. & F.I. ISLA, 1981. The evolution of Mar Chiquita lagoon coast Buenos Aires province, Argentina. In: Colquhoun (ed) Holocene sea level fluctuations, magnitude and causes. Columbia S.C.; 143-155.
- STABELL, B., 1985. The development and succession of taxa within the diatom fenus *Fragilaria* Lyngbe as a response to basin isolation from the sea. Boreas, vol 14: 273-286.

CHAROPHYTA DE SEDIMENTOS PLEISTOCENICOS DEL ARROYO PERUCHO
VERNA, PROVINCIA DE ENTRE RIOS, ARGENTINA.
APORTE A LA RECONSTRUCCION PALEOAMBIENTAL.

A. García, Cátedra de Micropaleontología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo,
1900 La Plata.

La Asociación de carófitos analizada procede de una lente fosilífera, constituida por sedimentos limo arcillosos oscuros de origen subacuático, que son asignados al Pleistoceno Superior límite con el Holoceno (Zabert & Herbs, 1986).

Los girogonites corresponden a *Chara contraria* Br. ex Kütz., s.l., *Ch. contraria* var. *longilinea* Cáceres, *Ch. globularis* Thuill., y *Tolypella intricata* (Trent. ex Roth.) Leonh. var. *apiculata* (Br.) Wood. Estas especies viven asociadas en la actualidad en diversos cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires, y también se han reconocido en diferentes asociaciones del Holoceno (García, 1987).

El material viviente brinda información relacionada con los distintos habitats que ocupan estas especies y su distribución geográfica, lo que permite la reconstrucción paleoecológica de los ambientes cuaternarios.

Ch. contraria es una especie cosmopolita, que crece en ambientes tranquilos o con cierta corriente, oligohalinos, tolerando variaciones en la salinidad, y con pH alcalino. La variedad *longilinea* tiene distribución en Argentina exclusivamente y se encontró hasta el presente en biotopos hiposalinos. *Ch. globularis* es un taxón cosmopolita, que habita en ambientes tranquilos, oligohalinos, soportando variaciones de salinidad y temperatura, alcalinos y de profundidad variable. *T. intricata* es una especie de distribución subcosmopolita, encontrándose la variedad *apiculata* sólo en Sudamérica. Se la encuentra en biotopos de agua dulce o de salinidad exigua, alcalinos, lénticos o lóticos, desarrollándose sobre fondos limo arcillosos. Está ampliamente distribuida en charcas, arroyos y planicies de inundación de la Provincia de Buenos Aires, no siendo registrada más al sur de la localidad de Olavarría.

En base a los datos obtenidos, puede inferirse para la asociación de girogonites reconocida, un ambiente subacuático tranquilo o con cierta corriente de poca profundidad, aguas dulces a oligohalinas, alcalinas y de fondo limo arcilloso. Probablemente corresponden a un conjunto de sedimentos lacustres o de planicie aluvial. Esta información coincide con la que brinda el estudio de la asociación de Ostracoda (Zabert & Herbst, 1986).

A su vez se compara esta asociación con otras del Holoceno de la Provincia de Buenos Aires, ubicadas en las proximidades de la localidad de La Plata y en el Arroyo Azul de la ciudad de Azul (García, 1989), con las que posee elementos en común.

Bibliografía

- GARCIA, A., 1987. El gametangio femenino de Charophyta actuales de Argentina. Análisis comparado con el registro fósil correspondiente. Tesis doctoral: Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP. (inérita).
- GARCIA, A., 1989. Carófitos y ostrácodos de sedimentos subacuáticos del Holoceno de Argentina. Aporte a la reconstrucción paleoecológica. Simposio Internacional sobre el Holoceno de América del Sur. Resúmenes expandidos. Ed. M. Iriondo & C. Cerutti.
- ZABERT, L. & R. HERBST, 1986. Ostrácodos Pleistocénicos del Arroyo Perucho Verno, Provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ameghiniana* 23 (3-4): 213-224.

PALINOLOGIA DE SEDIMENTOS DA LAGOA DOS PATOS, RS, BRASIL.

S. Hilgert Cordeiro. CPG Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil. M.L. Lorscheitter. Depto. de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Foram estudadas 24 amostras de um testemunho localizado na porção norte da Lagoa dos Patos (latitude de 30° 50" S, longitude de 50° 59' 05" W). A profundidade no local é de 7,70 m e o comprimento do testemunho, 2,26 m.

O processamento químico das amostras seguiu os métodos convencionais, utilizando-se HCL, HF, KOH, acetólise e coloração com Safranina O (Faegri & Iversen 1989; Stanley 1965). Foram também adicionados tabletes de Lycopodium para análise da concentração polínica (Stockmarr, 1971).

Foram encontrados nas contagens representantes de sete Fungos, onze Algas, quatro Briófitos, dezesseis Pteridófitos, três Gimnospermas e quarenta e seis Angiospermas.

Os primeiros resultados mostram nos níveis mais inferiores do testemunho abundância de cistos de dinoflagelados marinhos e grande escassez polínica. Uma datação por ¹⁴C a 2,125m do topo do testemunho evidenciou 5180 ± 140 anos AP para essa fase. Os dados apontam, portanto, para uma significativa influência marinha no local, atualmente dominado por elementos de água doce. Gradativamente esses cistos diminuem em direção às porções superiores do testemunho, aumentando o número de palinóforos de origem continental até a amostra de topo, o que indica perda da influência marinha na laguna após 5000 anos AP.

Bibliografía

- FAEGRI, K. & J. IVERSEN, 1989. Textbook of pollen analysis. Oxford, Blackwell. 328 pp.
- STANLEY, E.A., 1965. The use of reworked pollen and spores for determining the Pleistocene-Recent and intra-Pleistocene boundaries. *Nature*, 206: 289-91.
- STOCKMARR, J., 1971. Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen et Spores* XIII (4): 615-621.

RECONSTRUCCION PALEOLIMNOLOGICA DEL LAGO YEHUIN (TIERRA DEL FUEGO) BASADO EN DIATOMEAS.

Lic. J.C. Martínez Macchiavello y Prof. W. Salas Aramburu. Laboratorio de Diatomeas Fósiles. Av. A. Gallardo 470 (1405) Bs. As.

El lago Yehuín ($54^{\circ}25'$ Lat. S y $68^{\circ}46'$ Long. W), se ubica en la zona marginal de la última glaciación (del Valle *et al* en prensa). Esta es una región de clima subantártico, con turberas de reciente formación.

Para realizar un estudio paleolimnológico de sus sedimentos, se extrajo un testigo de fondo, de 105 cm de largo. Su litología corresponde casi por completo a una arcilla diatomítica.

Para el tratamiento de las muestras y la realización de las preparaciones microscópicas se siguieron las indicaciones de Gasse (1975).

El análisis cuali-cuantitativo mostró 41 taxa. Siendo *Cyclotella stelligera* Cl. y *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehr.) V.H. los taxa dominantes. *Cymbella cistula* var. *guarrerae* Ferr. y *Gomphonema constrictum* Ehr., son subdominantes.

Los parámetros ecológicos de la mayoría de los taxa se obtuvieron de Gasse (1975) y Germain (1981).

Partiendo de estos datos se dedujeron los cambios ecológicos en los distintos niveles del testigo. Para cada muestra se calcularon: el tenor de diatomeas en el sedimento (Gasse 1975); el pH, a través del Index B (Renberg y Hellberg 1982) y la variación del plano de agua (aerófilas + bentónicas + epífitas / planctónicas + litorales), Servant-Vildary (1990 com. pers.).

El tenor de diatomeas mostró fluctuaciones, con valores de 10^6 tecas/cm³ de sedimento, hasta los 45 cm. A partir de allí comenzó a mermar hasta el nivel de 34 cm, donde no aparecieron frústulos. Desde los 28 cm este parámetro creció hasta valores de 10^5 tecas/cm³ a 0 cm.

El pH del agua osciló entre 7,1 y 7,8 en los distintos niveles del testigo.

En cuanto a la salinidad del lago, se mantuvo baja, con abundancia de taxa oligohalobios. Excepto a nivel de 28 cm, donde se incrementaron levemente las diatomeas mesohalobias, debido al deshielo del glacial que originó un cuerpo de agua somero y más salino.

La abundancia de taxa bentónicos en todos los niveles indica aguas someras y transparentes. El plano de agua sufrió variaciones. Mostrando picos de descenso a los 80, 60 y 10,5 cm. En el nivel de 34 cm el lago estuvo seco en el sitio de muestreo.

La concentración de nutrientes del agua se mantuvo elevada. Predominaron los taxa eutróficos, especialmente en los niveles de 25,5 y 0 cm.

A partir de esto, la evolución del lago se puede dividir en tres etapas. En la primera (105-35,5 cm), el lago aparece estable en sus parámetros. En la segunda, sobrevino un disturbio, el avance de un glacial desde el lago Fagnano (del Valle *et al.*); esto produjo un hiato sin diatomeas en el nivel de 34 cm. En la tercera etapa (28-0 cm), con la desglaciación, el plano de agua subió, para luego volver a bajar, esta vez debido al drenaje (del Valle *et al.*). En los niveles superiores se observa un ascenso del plano de agua.

Este trabajo es la primera instancia de una futura correlación paleoecológica entre lagos antárticos y fueguinos.

Bibliografía

- DEL VALLE *et al*, (en prensa). Resultados de la expedición paleolimnológica argentino-polaca a Tierra del Fuego. *Przeglad Geologiczny*, Warszawa, Polska.
- GLASSE, F., 1975. L'évolution des lacs de l'Afar Central (Ethiopie et T.F.A.I.) du Plio-Pleistocene a partir de l'étude des Diatomées. Thèse de l'Université de Paris VI. 406 p.
- GERMAIN, H., 1981. Flore des Diatomées. Boubée, Paris. 444 p.
- RENNBERG, I. y T. HELLBERG, 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio* 11:30-33.

**SISTEMAS
LACUSTRES Y FLUVIALES**

GEOGRAPHICAL DIFFERENCES OF LAKE AND RESERVOIR PRODUCTIVITY

M. Stráskraba, Biomathematical Laboratory, South Bohemian Biological Centre
České Budějovice, Czechoslovakia

Present distinction of limnogeographic regions is mostly based on average values of the relevant parameters, without taking account of their variability. We include an approximate estimate of the periodic annual component and of the summarized degree of variability for air and lake surface water temperature, for solar radiation, mixing depth, light availability for phytoplankton, precipitation, flow and light extinction due to turbidity. This leads to distinction of four major limno-geographical zones: tropical, dry, temperate and polar. This zonation relies simultaneously on the deterministic average component, periodic annual variability and between-year differences. Some observed differences between "controls" and "treatments" in limnological between-year observations in reservoirs is attributable to hydrological variability. Therefor, long-term observations seem to be a condition for futher promotion.

The analysis of the effect of these variables on phytoplankton productivity was performed by means of simple ecosystem models. The simplistic view of latitudinal effects on freshwater productivity as due solely to radiation and temperature is no more tenable as lake and particularly reservoir ecology are tightly coupled with hydrology. We stress the water budget effects. The primary hydrological changes of flow are statistically related to changes in "weather" as seen on "external" variables like radiation and temperature and produced "inlake" differences in stratification and mixing. The direct hydrological effects are also strengthened by the indirect effects due to changes in particle character and transport as well as associated changes in aquatic chemistry. Geographically there exist an important interrelation between terrestrial and aquatic ecology due to the effect of vegetation on hydrology, sediments and aquatic chemistry. It appeared necessary to modify the notion of a dominantly deterministic system by the inclusion of the stochastic component. The nature of the effect of most variables is nonlinear, sometimes non-monotonous (e.g. rising first and then falling). Feedback effects between populations and their environment produce additional complications.

The analysis demonstrates, that the paradigm of dominating single controlling effects in limnology has to be substituted for the idea of the freshwater ecosystem as a multivariate system: external effects of radiation and temperature are coupled with the effects of morphometry, optical qualities and trophic degree. Due to combination of nonlinearity and multivariateness nor methods of simple or multivariate statistics are suitable to produce unbiased simplifications of conditions.

Recent analysis indicates that relatively rapid adaptations of single species and whole communities and ecosystems are taking place in aquatic systems, which leads to their characterization as cybernetic systems and to the use of cybernetic methods.

Literature

- BRYLINSKI, M. and K.H. MANN, 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18: 1-14.
- LECREN, E.D. and R.H. LOWE McCONNEL, 1980. *The functioning of Freshwater Ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge.
- STRASKRABA, M. and A. GNAUCK, 1985. *Freshwater Ecosystems. Modelling and Simulation.* Elsevier, Amsterdam.

EUTROFICACION EN EL EMBALSE DEL RIO TERCERO (CORDOBA). INFLUENCIA DE LA CENTRAL NUCLEAR

V.H. Conzonno y A.A. Mariuzzi. Instituto de Limnología
"Dr. Raúl A. Ringuelet", c.c. 712, 1900 La Plata.

El Embalse del Río Tercero ($32^{\circ} 11' S$, $64^{\circ} 23' O$), fue construido en el año 1936 con el fin de producir energía eléctrica. Sus principales características morfo-métricas son: superficie $45,3 \text{ km}^2$, $Z_{\text{máx.}}$ 46,5 m, \bar{Z} 12,2 m y tiempo medio de residencia hidrológico 0,44 años (1). A partir de 1983, comenzó a funcionar la Central Nuclear Embalse, la cual bombea alrededor de $120.000 \text{ m}^3/\text{h}$ de agua del lago destinada a refrigeración, produciéndose en la misma un salto término de 7°C , después de lo cual y, a través de un canal artificial de 5 km, es vertida nuevamente al embalse. Entre 1977 y 1981 se realizaron estudios limnológicos que indicaron que este cuerpo de agua se encontraba en un elevado grado de eutroficación (2).

Teniendo en cuenta que las concentraciones de fósforo y clorofila son consideradas como indicadores útiles para la evaluación no sólo del estado, sino de la evolución de un cuerpo de agua (3, 4), en el período 1977-1981, o sea previo al funcionamiento de la Central, la concentración promedio de fósforo total (P) fue de 49 ug P/l y de clorofila (Cl) de $11,2 \text{ ug/l}$ (ambos correspondientes a la zona eufótica, determinados de acuerdo a APHA (1971) (5), mientras que la relación $\log \text{Cl} - \log \text{P}$ resultó no significativa ($r_k 0,07$, $N_k 30$). Durante 1987, se realizaron campañas, donde los valores promedio para la zona eufótica fueron 11 ug P/l y $6,9 \text{ ug Cl/l}$ y la relación $\log \text{Cl} - \log \text{P}$ mejoró aunque sin llegar a ser significativa ($r = 0,43$, $N = 13$). Diversos muestreos efectuados en el año 1990 dieron valores semejantes a estos últimos. Como se puede apreciar existió un aparente "mejoramiento" del nivel trófico del embalse a partir del funcionamiento de la Central. La razón probablemente se deba a que la misma controla el volumen de agua del embalse debido a la necesaria disponibilidad de ésta. Como consecuencia, se produjo un incremento del tiempo de residencia hidrológico (estimado en 0,77 años), que provocó una suerte de dilución de los nutrientes, disminuyendo la concentración de clorofila. De ser así, esto, sin embargo, puede considerarse un estado de transición, ya que el incremento del tiempo de residencia hidrológico contribuiría a un aumento del grado de eutroficación del embalse (3).

Bibliografía

1. BOLTOVSKOY, A. y M. FOGGETTA, 1985. *Biología Acuática* Nº 7: 1-26.
2. MARIAZZI, A. *et al*, 1991, Ms.
3. VOLLENWEIDER, R., 1976. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
3. CARLSON, R.E., 1977. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
5. APHA, 1971. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 13a. Ed., 874 pág.

PROPUESTA DE SOLUCION PARA FRENAR EL PROCESO DE EUTROFICACION EN LA LAGUNA DE LOBOS. BUENOS AIRES.

N.V. Dangavs, CISAUA. Convenio UNLP-MAA, , Calle 3 N° 584
(1900) La Plata

La laguna de Lobos es un importante ambiente léntico del noreste de Buenos Aires, cuya funcionalidad declina rápidamente, no sólo por las características de su dinámica acuática, ligada a la suerte de su colector el Ao. Las Garzas, que determina la existencia de un biotopo muy poco profundo en delicado equilibrio hidrológico efluente-influente, sino también por su creciente tendencia a la fertilización, comprometida aún más por el incremento de las actividades humanas en toda el área de su cuenca de 1.720 km², lo que inevitablemente acelera el proceso de envejecimiento prematuro.

En esta cubeta de 7,6 km², a consecuencia de la sedimentación, la profundidad es reducida y limitada aún más por la altura del vertedero de su dique nivelador a una máxima y media de 1,59 y 1,15 m respectivamente. Por otra parte, si dicha estructura hidráulica fuere retirada, su dinamismo trófico la transformaría rápidamente en un pantano de 0,3 m de profundidad. (cf. Dangavs *et al.*, 1990).

La existencia de la laguna en niveles hídricos aceptables es función de la provisión de agua, del manejo de la cuenca y de la laguna y del estado de colmatación. El de la calidad del agua y del adecuado contenido biológico lo es del control y manejo de los aportes contaminantes y de la extracción de materia orgánica del sistema, mediante procedimientos de cosecha, todo lo cual tiene un efecto rejuvenecedor para el mismo.

Las propuestas conservacionistas de recuperación y manejo requieren de una estrategia basada en actividades abarcativas de la cuenca y de la laguna. Las de cuenca tienden a impedir el ingreso de contaminantes y disminuir la carga del aporte sedimentario. Para lo primero, se sugiere la derivación por transvase a otra cuenca de los efluentes cloacales vertidos al Ao. Salgado que van a parar a la laguna a través del Ao. Las Garzas. Las actividades de la laguna comprenden la modificación del dique, la cosecha de sedimentos y organismos vivos de su seno, así como la protección de orillas, a fin de evitar la erosión del oleaje, la acción humano y del ganado, todo lo cual coadyuva con el relleno de la cubeta y el deterioro del paisaje.

Para contrarrestar el problema de la fertilización, se ha propuesto recientemente la creación en el curso inferior del Ao. Las Garzas, (tramo vías del ferrocarril - boca del arroyo) de una laguna artificial vegetada de 50 ha, (Freyre, L. com. pers.) que actuara de decantadora de las aguas del arroyo y en donde por la pérdida de energía y el efecto de peine de la vegetación se daría lugar a la retención de los sedimentos, favoreciendo la precipitación de los nutrientes los que posteriormente serían extraídos por cosecha. El proyecto es plausible, sin embargo, el problema más difícil de resolver es como retirar más de 60.000 m³/año de sedimentos ingresantes a la misma. Por otra parte, en el viejo proyecto de la Municipalidad de Lobos de evitar el ingreso de las aguas del Ao. Salgado a Las Garzas, derivándolas por transvase a otra cuenca, hasta ahora, se había sostenido que dichos efluentes debían ser vertidos en el Ao. Muñiz, afluente de la cañada del Toro, pero razones técnicas y económicas insalvables

motivaron desecharlo. Sin embargo, se puede valer de las características geomorfológicas de la zona de desembocadura de Ao. Salgado en Las Garzas (3 km al norte de la laguna) para solucionar este inconveniente).

Allí en creciente el Ao. Las Garzas ocupa toda su planicie aluvional, determinando que en el sector de las vías del ferrocarril (2,7 km al norte de la laguna) las aguas al alcanzar la cota 23,4 m derraman sus excedentes en dirección sudeste, a lo largo de un bajo de rumbo NO-SE, situado al sur de los altos del campo Hiriart, hasta empalmar con la cañada del Toro evitando así el escurrimiento hacia la laguna. Este fenómeno de transvase natural puede ser aprovechado para solucionar el problema de los efluentes del Salgado, mediante su canalización unos 100 m antes de su desembocadura, prolongándolo en dirección sudeste por el mencionado bajo, en un tramo de 2.300 m hasta empalmar con la cañada. Esto daría lugar a una especie de "by pass", con lo cual se evitaría definitivamente el derrame de los contaminantes en la laguna, sin alterar mayormente el estatuto hidrológico de la misma, ya que el Salgado representa el 8,30/o de los aportes de su cuenca.

En la estrategia de manejo de la laguna se sugiere 1º, modificar el dique nivelador, dotándolo de un aliviador móvil de fondo, a través del cual pueda ser drenado el barro acumulado en el lecho. 2º, elevar la estructura del dique hasta enrasar con la planicie aluvial que la separa de la cañada del Toro, lográndose así una ganancia de algunos decímetros de pelo de agua y el incremento de más de 2 hm³ del reservorio y 3º, por el estado de colmatación se sugiere la extracción mecánica de sedimentos, la que podría ser abarcativa de los materiales aluvionales superficiales (5,8 km³) y de los más profundos del paleoambiente mixohalino. También en el manejo lagunar se debería tener en cuenta la inconveniencia de la actividad motonáutica, debido a la escasa profundidad, incluso en su máximo nivel hídrico.

Respecto a la cosecha de materia viva, se deberá evitar actualmente toda medida de control de vegetación acuática, ya que esta por si sola está en franco retroceso, sobre todo el junco. Incluso del conjunto de las sumergidas han desaparecido grupos tales como el de las algas charáceas, por lo que más bien se deberían estudiar sus causas, entre las cuales hemos observado la incidencia en su desaparición de los hábitos alimentarios de la especie invasora *Cyprinus carpio*, para el caso del junco (observación personal del autor).

Bibliografía

DANGAVS, N. *et al.*, 1990. Estudio geológico de la laguna de Lobos. Publ. C.I.S.A. U.A., 87 p. 10tab., 27 fig., La Plata.

UNA ALTERNATIVA PARA EL CONTROL DE LA EUTROFICACION

A.J. Marriñelarena y J. Ponte Gómez. Instituto de Limnología "Dr. Ringuelet".
Calle 51 N° 484, (1900) La Plata, Bs. As.

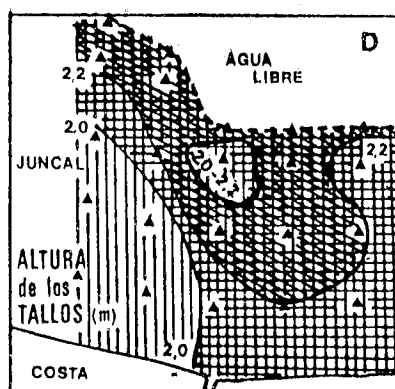
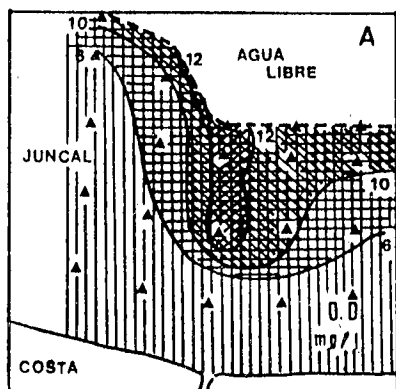
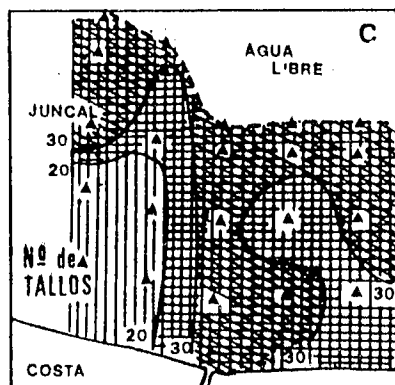
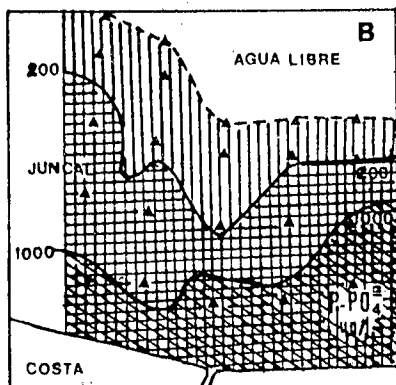
Introducción. Una alternativa para remediar el acelerado proceso de eutroficación que soportan muchas lagunas bonaerenses por el volcado de efluentes domésticos, con o sin tratamiento previo, es utilizar adecuadamente los juncales, muy abundantes en la región, y de reconocida eficiencia en la purificación de aguas servidas (Lakshman, 1979; Brix, 1989).

En este trabajo se estudió la situación en un juncal costero que recibe un efluente cloacal, para utilizar el conocimiento emergente en el diseño de una planta de tratamiento de bajo costo, basada en el manejo de estos sistemas naturales.

Materiales y Métodos. En la zona costera de la laguna Las Perdices donde vuelca el efluente de la Planta Depuradora de Líquidos Cloacales de San Miguel del Monte, se marcaron cinco transectas equidistantes, perpendiculares a la costa, coincidiendo la central con la ubicación del vuelco. Sobre cada una se tomaron muestras de agua cada 50 m entre la orilla y el agua libre. En ellas se determinó temperatura, pH, conductividad eléctrica (electrónicamente), oxígeno disuelto (Winkler), concentración de material particulado orgánico e inorgánico (gravimetría y calcinación), concentración de N-NH₄, N-NO₃, P-PO₄ (APHA), y numerosidad y altura de los juncos.

Resultados. En la zona más influenciada por el efluente (transecta central) se registraron concentraciones de OD superiores a 150% de saturación (Fig. A), incrementos del pH, reemplazo de NH₄ por NO₃, disminución en las concentraciones de PO₄ (Fig. B) e incrementos en la numerosidad (Fig. C), y altura (Fig. D) de los juncos.

Estos cambios observados, producto de una actividad biológica intensa, demuestran la potencialidad regional de estos sistemas para mejorar la calidad del agua y estimulan la idea de utilizarlos como plantas de tratamiento de efluentes con altas cargas orgánicas.



Bibliografía

- APHA, 1975. American Public Health Assoc., Washington DC, 16th Ed.
 BRIX, H. & H. H. SCHIERUP, 1989. *Ambio* 18:(2) 100-107.
 LAKSHMAN, G. 1979. *J. Environ. Qual.* 8(3): 353-361.

MODELO CUALITATIVO PRELIMINAR DE UNA CUENCA HIDRICA DEL PARTIDO DE LA PLATA

P. Catalá, A. Ferrero y C. Liggieri. Municipalidad de La Plata
Calle 2 N° 870. (1900) La Plata.

En este programa (a cargo de un responsable municipal y dos licenciados en Biología) se intentó producir una herramienta de manejo integral de cuencas hídricas para el Municipio local, útil tanto a sus niveles de decisión como a los niveles técnico-profesionales de la Institución, y simultáneamente probar la utilidad del modelado de sistemas en este sentido.

Dado que se trató más bien de un ensayo de la metodología propuesta que de su aplicación real, los recursos con los que se contó fueron menores que los disponibles de adoptarse formalmente esta metodología.

A causa de ello no se tuvo acceso a recursos económicos, sino básicamente a la información disponible en organismos administrativos y entidades científico-técnicas, y a la infraestructura de la Dirección de Medio Ambiente municipal.

Los resultados obtenidos surgieron luego de identificar las ocho cuencas hídricas del Partido y de elegir la del Arroyo Don Carlos por diversos criterios de selección (información preexistente, extensión, facilidad de acceso al lugar, etc.), para ensayar la metodología de funcionamiento según el lenguaje de H.T. Odum y elaborar un "modelo técnico".

Posteriormente se confeccionó un "modelo institucional" más sintético, destinado a los niveles de decisión política, con el empleo de "cajas" conteniendo texto explicativo en su interior y flechas simbolizando sus interconexiones.

Del análisis de las interacciones entre todas las variables se extrajeron las recomendaciones para el manejo integral de la cuenca, referidas básicamente a la prevención y control de las inundaciones (o anegamiento) y de la contaminación de las aguas.

A partir de lo realizado, se concluyó que no sólo es posible, sino también muy útil generar en tiempos relativamente breves y a bajo costo, modelos "preliminares" como éstos, pero que frente al nivel incipiente en que se encuentra la gestión ambiental integral en nuestra sociedad, resultan de gran valor para presentar gráfica y simultáneamente los principales elementos e interacciones involucrados, acompañados por recomendaciones, al menos sobre las grandes líneas de acción y/o las que con mayor urgencia deban implementarse.

Por último, más allá de los aspectos enunciados, ésto será útil a la gestión pública en la medida que los profesionales responsables de la confección de modelos y recomendaciones, los adapten adecuadamente a las características de sus receptores políticos y técnicos, e inclusive que mantengan un fluido intercambio de opiniones con ellos durante todo el proceso.

Lo realizado en este trabajo fue considerado por los autores de un nivel previo a los modelos cualitativos preliminares propuestos, que podrían ser confeccionados con un refuerzo de personal y recursos materiales para el análisis de muestras.

Bibliografía

- ODUM, H.T., 1980. Ambiente, Energía y Sociedad. Ed. Blume.
- LUGO, A. y G. MORRIS, 1982. Los Sistemas Ecológicos y la Humanidad. O.E.A. Serie Biología. Monografía N° 23.
- FREYRE, L.R., 1988. Generalizaciones sobre el Impacto Antropogénico y su Pronóstico: En: II Jornadas Regionales sobre Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. UNLP. Municipalidad de La Plata. 96-99 pp.

O REGIME TÉRMICO E A ESTABILIDADE NA REPRESA DE JURUMIRIM (SAO PAULO, BRASIL)

R. Henry. Depto. de Zoologia, Instituto de Biociencias, UNESP, C.P. 502, Botucatu, SP, Brasil.

A estrutura térmica, o conteúdo em calor, a estabilidade, o trabalho do vento na distribuição do calor e a resistência térmica relativa à circulação da Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, São Paulo, Brasil) foram objeto de estudo durante um ano (de março de 1988 a março de 1989). Isotermia e estratificação térmica foram observadas de junho a setembro e de outubro a março, respectivamente. O conteúdo em calor variou de $25,5 \text{ Kcal. cm}^{-2}$ (agosto 1988) a $39,6 \text{ Kcal.cm}^{-2}$ (março 1989). Diferenças significativas no conteúdo em calor foram registradas quando uma segunda medida foi feita no mesmo dia, como por exemplo um ganho calorífico ($477,15 \text{ cal.cm}^{-2}.\text{h}^{-1}$ em julho) ou uma perda de calor ($322,45 \text{ cal. cm}^{-2}.\text{h}^{-1}$ em janeiro). O ganho calorífico médio por dia (do inverno ao verão) foi $67,22 \text{ cal.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A estabilidade atingiu $324,2 \text{ g.cm}^{-2}$ e uma flutuação de seus valores em meses consecutivos foi observada e atribuída ao stress exercido pelo vento. O trabalho do vento na distribuição de calor atingiu $3.037,5 \text{ g.cm}^{-2}$. Como durante o aquecimento do reservatório, perdas diárias de calor podem ocorrer, o trabalho do vento foi maior que no Lago Carioca, Minas Gerais, Brasil (Henry & Barbosa, 1989). A resistência térmica relativa à circulação foi baixa e está diretamente relacionada à estrutura térmica do reservatório. O Índice de tropicalidade da Represa de Jurumirim foi calculado e uma comparação com outros reservatórios brasileiros é apresentada na Tabela 1. A influência de parâmetros morfométricos no regime térmico do reservatório também é mostrada na Tabela 1.

Apoio: FAPESP (Proc. 87/3025-8) e FUNDUNESP (Proc. 007/87).

Tabela 1. Comparação entre profundidade média (z), tempo de residência (T.R.), balanço calorífico anual (B.C.A.), índice de tropicalidade (I.T), fluxo de acumulação não dimensional de calor (S*) e estabilidade máxima (S_{max}) em algumas represas brasileiras em outra de região tropical.

Represa	Latitude	Z (m)	T.R. (dias)	Ano	B.C.A. (cal.cm ⁻² . ano ⁻¹)	I.T. (cal.cm ⁻² . m ⁻¹)	S*	S _{max} (g.cm.cm ⁻²)
Rio Pardo*	22°59'S	2,5	6,3	1975-76	3.036	1.302	1,06	1,36
Lobo*	22°10'S	3,0	21,0	1972-73	2.815	1.767	1,75	26,00
Monte Alegre**	21°11'S	2,0	45,0	1985-86	3.030	1.756	1,17	15,00
				1988-89	3.427	1.796	2,46	
Kariba***	16-18°S	24		1968-69	14.000	1.625		2.577,00
		26			20.000	1.846		
Jurumirim	23°11'S	12,9	322,8	1988-89	14.050	1.978	1,23	324,20

Segundo: *Henry & Tundisi (1988); **Arcifa et al. (in press); *** Coche (1974).

Referências

- ARCIFA, M.S.; MESCHIATTI, H.J. & GOMEZ, E.A.T. Thermal regime and stability of a tropical shallow reservoir (in press).
- COCHE, A.G. Limnological study of a tropical reservoir. In: E.K. Balon & A.G. Coche (eds.). Lake Kariba: A man-made tropical ecosystem in Central Africa. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague: 1-247, 1974.
- HENRY, R. & J.G. TUNDISI, O conteúdo em calor e a estabilidade em dois reservatórios com diferentes tempos de residência. In: Tundisi, J.G. (ed.). Limnologia e manejo de represas. Vol. I. Tomo 1. EESC-USP/CRHEAACIESP., p. 299-322, 1988.
- HENRY, R. & F.A.R. BARBOSA, Thermal structure, heat content and stability of two lakes in the National Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brasil). Hydrobiologia, 171:189-199, 1989.

COMPORTAMIENTO TERMICO DE LOS LAGOS ARAUCANOS CHILENOS

W. Steffen R. Universidad Austral de Chile

Thomasson (1953) denominó como lagos araucanos a los cuerpos de agua lénticos ubicados en las vertientes oriental y occidental de la cordillera de los Andes en un sector comprendido entre las latitudes 39°S y 41°30'S.

En un total de 13 lagos chilenos, ubicados en la vertiente occidental de los Andes, se realizaron estudios de frecuencia mensual, durante períodos anuales, para obtener registros continuos de temperatura, en la columna de agua, utilizando un batitermógrafo.

Se constata una estrecha relación entre el comportamiento térmico de los lagos y el clima predominante, con una influencia secundaria de factores hidrológicos y geográficos propios de la cubeta del lago determinado.

El clima predominante en el sector del territorio delimitado es, según la clasificación de Köppen, Cfsb o Clima de costa occidental con influencia mediterránea. El clima descrito sufre una modificación al progresar el país hacia la cordillera en la que comienza a hacerse sentir un clima EFH de hielo de altura.

La influencia oceánica se manifiesta claramente en las temperaturas medias anuales medidas en tres ciudades ubicadas en el sector, Hajek (1975). Las ciudades de Temuco, Valdivia y Pto. Montt ubicadas en latitudes: 38°45'S, 39°48'S y 41°28'S respectivamente presentan temperaturas medias anuales de 12°, 11,9° y 11,3°C. La amplitud térmica anual para estas mismas localidades es de 9,2°, 9,3° y 7,8°C.

Los trece lagos estudiados presentan un comportamiento térmico que los caracteriza como *monomíticos temperados* Hutchinson (1957).

El período de circulación invernal se efectúa con temperaturas cercanas a los 10°C en los lagos precordilleranos que presentan un régimen climático de costa occidental. Los lagos cordilleranos, en tanto, muestran períodos de circulación con temperaturas de 6,5°C (Neltume, Pirehueico) haciéndose notar aquí la influencia climática de hielo de altura.

El calor de verano disponible es absorbido por los lagos en mayor o menor grado de acuerdo al régimen y la intensidad de los vientos predominantes. En la mayor parte de los lagos araucanos el grosor de su epilimnion se mantiene entre los 20 a 25 m. Los lagos que escapan de este esquema térmico son por una parte, el Llanquihue que muestra un epilimnion con un grosor cercano a los 50 m, producto de su régimen de vientos de mayor intensidad y constancia. Por otro lado, el lago Neltume bastante encerrado entre montañas muestra un epilimnion cercano a los 20 m. En este caso la ausencia del viento determina una menor capacidad de mezcla de sus aguas epilimnéticas.

La diferencia entre el contenido de calor invernal y el de verano expresado como Balace térmico muestra claramente la relación entre intensidad del viento, grosor del epilimnion y contenido de calor del lago.

Para los lagos araucanos chilenos su estructura térmica está determinada principalmente por dos factores climáticos que son la fuerte influencia oceánica y el régimen de vientos de la región.

Tabla 1: Balance térmico de lagos araucanos chilenos

Lago	Año Estudio	Area Sup. Ao Km ²	Volumen V km ³	T ^o C Máx. Epilim-nio	T ^o C Circulac.	Balance Térmico cal/cm ²
Caburga	1978-79	52,0	8,9	22,0	9,0	27.400
Villarrica	1978-79	176,0	21,0	22,5	9,7	27.800
Pirehueico	1975-76	30,5	1,9	18,0	6,5	27.300
Neltume	1975-76	9,8	0,6	19,5	6,5	18.700
Calafquén	1975-76	120,6	13,9	20,0	9,5	19.300
Panguipulli	1974-75	117,0	14,7	21,0	9,0	24.200
Riñihue	1974-75	77,5	12,6	19,0	9,5	28.400
Ranco	1982-83	430,5	54,2	19,0	10,2	28.000
Puyehue	1980-81	165,0	12,6	19,0	9,5	19.300
Rupanco	1980-81	236,0	38,0	19,0	10,1	23.500
Llanquihue	1982-83	871,0	158,6	19,0	10,5	32.600
Todos los Santos	1982-83	178,5	34,4	19,5	8,5	24.300
Chapo	1986-87	45,4	8,3	18,0	8,5	23.900

Bibliografía

- HAJEK, E.R. & F. DI CASTRI, 1975. Bioclimatografía de Chile. Vicerrectoría Académica Universidad Católica de Chile.
- HUTCHINSON, G.E., 1957. A treatise on Limnology. I. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons Inc., New York.
- THOMASSON, K., 1963. Araucanian Lakes. Acta Phytogeográfica. Sue. 47:1-139.

SISTEMA DE CORRIENTES EN EL SECTOR OESTE DEL EMBALSE PEÑUELAS (VALPARAISO, CHILE).

P. Domínguez, H. Olguín y H. Villagrán. Laboratorio de Ecología.
C.C. 4059. Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

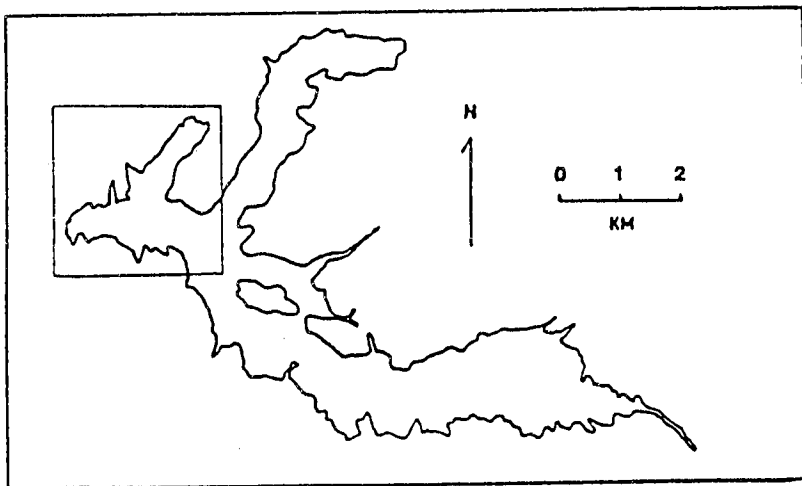
Los procesos involucrados en un sistema de corrientes, como la advección, juegan un rol de importancia en el transporte y distribución de organismos (Domínguez y Casanova, 1990) y sustancias disueltas (Imboden y Schwarzenbach, 1985) e implantación de hidrófitas (Duarte y Kalff, 1986).

El objetivo del presente trabajo es describir algunas respuestas de la masa de agua del sector oeste del Embalse Peñuelas a la acción del viento (Fig. 1).

El muestreo se llevó a cabo en dos escalas espacio temporales: m-h (monitoreo de mayor duración) y m-min (efecto inmediato dentro del sector). Con la primera aproximación se obtiene una visión sinóptica de los sistemas de corrientes que permite interpretar los resultados obtenidos con la segunda aproximación. Se utilizó botellas de deriva y derivadores como detectores cuasi-lagrangianos de corrientes superficiales y profundas. Se midió simultáneamente dirección y magnitud del viento.

Bajo condiciones de viento N y S se generaría una circulación vertical cerrada al no detectarse intercambio superficial de agua por los bordes, gestándose un aislamiento del sector estudiado. Vientos NE, E y SE impondrían, en general, una celda de circulación vertical paralela al eje principal del sector.

Por último, la morfometría cumpliría un rol fundamental en la definición de un "fetch" asociado a cada dirección de viento. Se postularía que vientos provenientes del N, NE, S y SW involucrarían al brazo adyacente a la zona de la represa en la circulación; vientos del N, NW, S y SW comprometerían al eje longitudinal del lago.



Bibliografía

- DOMINGUEZ, P. & D. CASANOVA, 1990. Advección superficial de fitoplancton en Laguna Grande de San Pedro (Concepción, Chile). An. Mus. Hist. Nat. (Valpo) en prensa.
- DUARTE, C.M. & J. KALFF, 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.*, 31 (5): 1072-1080.
- IMBODEN, D.M. & SCHWARZENBACH, R.P., 1985. Spatial and temporal distribution of chemical substances in lakes: modeling concepts. In: *Chemical Processes in Lakes*, pp. 1-30. W. Stumm Ed. J. Wiley & Sons.
- Proyectos DGI/UCV 122.780/89 y 122.736/91.

THE ANNUAL CYCLE OF STRATIFICATION IN LAKE VICTORIA (UGANDA) REVISITED.

F.W.B. Bugenyi & K.M. Magumba.

Uganda Freshwater Fisheries Research Organization P.O. Box 343,
Jinja, Uganda.

Abstract. Regular annual cycles of thermal and chemical stratification in Lake Victoria were determined almost three decades ago (Talling 1966) during pre-perch era. These were correlated to the seasonal distribution of dissolved oxygen (DO_2) and of certain planktonic organisms. An account of the variation in time and depth of dissolved plant nutrients which accompany the annual cycles was given.

After the introduction of Nile perch (and Nile tilapia) into the system, together with various human activities, the lake ecosystem has drastically changed (Bugenyi & Balirwa 1989). Lake productivity mechanisms and sequences which determine long term fishery production are changing as a result of the increased piscivore/predator numbers or increased nutrient in-put and availability from mainly precipitation (Hecky & Bugenyi 1989), water shed run-off and also from within. There is now a measurable increase in the algal phytobiomass, a notable decrease in the soluble reactive Si (SRSi), with $PO_4.P$ and $NO_3.N$ more or less remaining unchanged. There are physical mechanisms which have ensured nutrient recycling and hence availability to primary producers. Incidences of algal blooms and massive fish kills have become more frequent. The periods and extent of anoxia have greatly changed and there is noted enhanced eutrophication. All these post-perch era changes can be attributed to the (a) introduction of exotic fish species and (b) human activities within the water shed.

References

- BUGENYI, F.W.B. and J. S. Balirwa, 1989. Human intervention in natural processes of the lake Victoria ecosystem-the problem. In Salanki J. & S. Heroded (eds.) Conservation and Management of lakes. Sump. Biol. Hung. 38. Akademiai Kiado, Budapest: 311- p 340.
- HECKY, R.E. & F.W.B. BUGENYI, 1989. Hydrology and Chemistry of the African Great Lakes and water quality issues: problems and solution. International Symposium on Resoruce use and Conservation of the African Great Lakes. Bujumbura, Burundi 29 November and December 1989.

ESTUDIO LIMNOLOGICO PRELIMINAR DE LA LAGUNA CARRILAUQUEN CHICA (RIO NEGRO, ARGENTINA)*

F. Pedrozo¹, P. Temporetti¹, M. Díaz¹, T. Wenzel² y C. Bonetto³.

1. Univ. Nac. del Comahue. Ctro. Reg. Univ. Bariloche.

2. UNBA. 3. Inst. Limnol. Ringuelet.

La laguna Carrilauquen Chica se localiza en la meseta patagónica, a 30 km de Ing. Jacobacci, Pcia. de Río Negro. La existencia de proyectos para fomentar la piscicultura y la falta de información básica sobre los cuerpos de agua de la zona fomentaron el interés por el estudio limnológico de la misma.

La laguna posee forma oval con 3 km de diámetro mayor y 2 de diámetro menor, y una profundidad media de 2 m. Los muestreos tuvieron frecuencia estacional. Los valores medios de conductividad, pH y concentración de bicarbonatos fueron de 695 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 8,5 y 320 mg/l, respectivamente. El producto iónico del carbonato de calcio superó al producto de solubilidad en todos los muestreos (Stum y Morgan, 1970), sugiriendo que el agua esta permanentemente supersaturada con carbonato de calcio. El producto iónico de la hidroxiapatita estimado según el algoritmo propuesto por Golterman y Meyer (1982) osciló entre 2,1 y $7,2 \times 10^{-50}$, sugiriendo condiciones cercanas a la saturación. Las concentraciones de PRS variaron entre 4 y 8 $\mu\text{gP}/\text{l}$, las de nitratos entre nd y 19 $\mu\text{gN}/\text{l}$ y las de amonio entre nd y 187 $\mu\text{gN}/\text{l}$. El fraccionamiento del P en los sedimentos de fondo se realizó según el método de Hieltjes y Lijklema (1980). La fracción extraída con CINH_4 (fracción lábil) resultó de 2,5 $\mu\text{g}/\text{g}$ (0,5% del total), la fracción extraída con NaOH (P asociado al Fe) de 16,2 $\mu\text{g}/\text{g}$ (3% del total), mientras que la fracción extraída con ClH (P asociado al Ca) resultó de 146 $\mu\text{g}/\text{g}$ (29% del total). El sedimento contiene 5,1 $\mu\text{g}/\text{g}$ de Ca, 1,1 $\mu\text{g}/\text{g}$ de Fe y 2,3 mg/g de C. La densidad de fitoplancton resultó elevada en todos los muestreos, registrando valores extremos en abril de 1988 y 1989 con $6,2 \times 10^6$ y $2,6 \times 10^6$ ind/ml, respectivamente. En ambas oportunidades *Oscillatoria tenuis* representó el 99% del total. Solo en noviembre de 1988 se observaron cianofitas con heterosistos, sobre un total de 307.190 ind/ml. *Oscillatoria prolifica* representó un 85% del total mientras que *Anabaena flos aquae* representó el 13% del total.

La elevada biomasa del fitoplancton resultó expresiva de un acentuado grado de trofismo. La relación Nitrógeno Orgánico/PRS varió en un rango extendido; no obstante la esporádica presencia de cianofitas fijadoras sugiere que el P sería el elemento limitante de la producción primaria. Tanto la supersaturación con carbonato de calcio, como así también el resultado del fraccionamiento del P en los sedimentos permiten inferir que la concentración de PRS estaría regulada por el sistema del Ca, confiriendo un mecanismo de autorregulación: el aumento de la fotosíntesis en primavera redundaría en una elevación del pH, que determina la coprecipitación de P limitando la producción primaria.

* Financiado parcialmente por el Climate Center y el Lamont-Doherty Geological Observatory (Univ. Columbia, USA).

Bibliografía

- HIJLTJES, A. and L. LIJKLEMA, 1980. Fractionation of inorganic phosphorus in calcareous sediments. *J. Environ. Quality.*, 9(3):405-507.
- GOLTERMAN, H. and M. MEYER, 1985. The determination of the solubility product of hydroxyapatite. *Hydrobiologia*, 126:25-29.
- STUM, W. and J. MORGAN, 1970. *Aquatic chemistry*. Wiley. N.Y. 583 p.

ORGANIZACION JERARQUICA Y NIVELES DE EXPLICACION EN ECOLOGIA FLUVIAL

M. del C. Corigliano, Dpto. de Ciencias Naturales. UNRC.
5800 Río Cuarto.

En este trabajo se trata de determinar un marco lógico empírico adecuado, en cuyo contexto se pueden focalizar problemas teóricos y prácticos en la subcuenca del río Carcarañá, teniendo en cuenta los diferentes niveles jerárquicos estructurales, discernibles en la configuración general del sistema.

A gran escala la unidad seleccionada es el paisaje formado por el río y su cuenca en un área de 45.000 km², en la provincia de Córdoba, comprendida desde zonas de cabeceras a 1.500 m.s.n.m. hasta la confluencia del río Tercero (Ctalamochita) con el río Cuarto (Chocancharava) a 104 m.s.n.m. El perfil vertical incluye un recorrido de 60 km en zona serrana y 300 km en zona de llanura para cada subcuenca.

En el trabajo elaborado se incluyen mapas politemáticos con 16 descriptores geográfico-histórico, se separan elementos ambientales unitarios y se mide la distancia taxonómica entre ellos. El espacio queda dividido finalmente en dos organizaciones jerárquicas de diferente orden de magnitud: comarcal (10³ km²) y regional (10⁴ km²) (Dollfus, 1976). El cladograma resultante se confronta con lo realizado a partir de los datos obtenidos en 42 estaciones de muestreo localizadas en arroyos de diferente orden, en la zona serrana y tramos del río de diferente altitud en la zona de llanura. Los datos analizados del canal fluvial son aquellos clásicos en estudio de gradientes: temperatura, pH, salinidad, sustrato, variables y parámetros hidráulicos del canal y lista de invertebrados, de general tratativa en la teoría del Río Continuo. Se incluyen además algunos de los grupos funcionales y materia orgánica disuelta y particulada.

Se reconocen en los ríos cambios concomitantes al cambio comarcal y regional del paisaje terrestre, efectos ambos de un gradiente vertical general observable de oeste a este en la cuenca. Los ríos Tercero y Cuarto permanecen en un mismo orden en todo el recorrido de llanura, sin recibir inmisarios en 300 km. Sin embargo se observan cambios físicos, químicos y biológicos que permiten determinar zonas estructuralmente diversificadas lo que relativizaría la hipótesis de la relación número de orden -estructura biológica y cambio de ligamento -cambio de composición. Esto convalidaría la alternativa de una división zonal del potamon en base al balance entre las actividades de erosión, transporte y sedimentación y constituiría una aceptación provisoria de la explicación hidráulica de Statzner y Higier (1986) para resolver los problemas relacionados con la distribución zonal de los invertebrados. Se reconocen en cada comarca y región problemas emergentes que requieren de explicaciones especiales para su interpretación determinándose necesidades prioritarias de investigación. Entre los más interesantes se pueden destacar el impacto de los embalses en el tramo de piedemonte del río Tercero, el impacto de la urbanización en el tramo de las ciudades de más de 30.000 habitantes, la salinización de las aguas en el tramo inferior del río Cuarto y su relación con los Bañados del Saladillo.

Otros problemas prácticos detectados en la cuenca como el de la conservación de la calidad de las aguas y el mejoramiento paisajístico fluvial permanecen en el ni-

vel de explicación geográfico-histórico y son objeto de interpretación socio cultural.

Bibliografía

DOLLFUS, O., 1976. El espacio geográfico. Oikos-tau. Barcelona.

STATZNER, B. y B. HIGLER, 1986. Stream hydraulics as a mayor determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freshw. Biol. 16: 127-139.

NECESIDAD DE UNA CARACTERIZACION LIMNOLOGICA NUEVA PARA EL "PANTANAL", MATO GROSSO, BRASIL

C. W. Heckman. Max-Planck-Institut für Limnologie, Postfach 165,
2320 Plön, Alemania

Investigaciones limnológicas durante más de un siglo en las zonas templadas, especialmente en Europa y América del Norte dieron como resultado la aceptación internacional de distintas categorías para describir comunidades biológicas en diferentes tipos de aguas y pantanos. Debido a los escasos estudios limnológicos en las regiones tropicales, ecólogos utilizan el mismo sistema de clasificación y la misma terminología que en las zonas templadas, a pesar que las condiciones ambientales en el trópico son mucho más complejas que en las zonas frías. Investigaciones exhaustivas de lagos tropicales indican notorias diferencias en comparación con el sistema hidrológico que caracterizan los lagos de Europa y América del Norte (Zafar, 1959). En ese sentido se debe tomar en cuenta que las diferencias hidrológicas son mucho más menores en comparación con las diferencias biológicas encontradas hasta ahora (Heckman, 1979).

El Pantanal es una inmensa región de pantanos a lo largo del Río Paraguay superior, donde el nivel del agua varía considerablemente entre las estaciones del año. Incluso aún durante la fase de la planificación de las investigaciones para interpretar los fenómenos estacionales del ecosistema en esa región, se pudo observar que las categorías de las comunidades biológicas de fito y zooplancton, así como de perifiton y bentos usadas en las zonas templadas no son satisfactorias para describir el sistema ecológico de un pantano tropical. Un examen preliminar indica que plantas flotantes son muy importantes para el ecosistema. Las plantas flotantes sirven de medio ambiente a una comunidad de artrópodos, a especies terrestres que viven sobre las hojas, así como a una variedad de perifiton debajo del agua. Ecológicamente interesante es la escasez de fitoplancton y la falta total de zooplancton. En lugar de esos grupos ecológicos se observa un abundante necton compuesto por pequeñas especies de peces y camarones. Además se pudo localizar en el fondo una comunidad biológica en el espacio intersticial.

Algunos progresos ya se han logrado en investigaciones efectuados en la región de la Amazonia (Sioli, 1984).

Bibliografía

- HECKMAN, C. W., 1979. Rice Field Ecology in Northeastern Thailand. Monographiae Biologicae, Vol. 34 - W. Junk, The Hague, 228 pp.
- SIOLI, H. (Ed.), 1984. The Amazon - Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin. W. Junk, Dordrecht. 763 pp.
- ZAFAR, A.R., 1959. The taxonomy of lakes. Hydrobiología 13:287-299.

ESTUDIOS BIOLÓGICOS EN AMBIENTES ACUÁTICOS DE LA PATAGONIA ARGENTINA 6. BIOTA DEL RÍO SENGUER, PROVINCIA DEL CHUBUT

D.H. Di Persia*, J.C. Poledri*, G. Martínez*, A.M. Guidotti**, A.M. Giacometti*** y L. Fontana***. *Convenio CONICET-AyEE, Dorrego 3197, 3000 Santa Fé, **Esc. Sup. de Sanidad "Dr. Ramón Carrillo" (U.N.L.), Salvador Caputto 3353, 3000 Santa Fe. *** Pasantes G.P.M.

Introducción. El río Senguer, único emisario del lago Fontana a 930 m.s.n.m., drena el suroeste de la provincia del Chubut, y luego de recorrer unos 340 km desemboca a los 275 m.s.n.m. en la gran depresión ocupada por los lagos Musters (474 km²; 20 m de prof. media) y Colhué Huapí (810 km²; 2 m de prof. media). Emisario de éste es el río Chico, que actualmente desagua en el río Chubut sólo en crecientes extraordinarias debido a su caudal intermitente. Son afluentes del Senguer, por la ribera izquierda, el arroyo El Gato y los ríos Genoa y Apeleg (que ocupan valles glacifluviales), mientras que por la ribera derecha recibe al arroyo Verde y el río Mayo. Su caudal medio es de 51,34 m³ s⁻¹ (AyEE, 1986) y su régimen es pluvionival, con crecidas otoño-invernales por lluvias y primaverales por deshielo, estas últimas normalmente más importantes.

Características generales de la cuenca. Vegetación: Con excepción de la estrecha faja aldeaña a la doble cuenca de los lagos La Plata y Fontana (con especies propias de la provincia fitogeográfica Subantártica), la cuenca del Senguer se encuentra en la provincia Patagónica, atravesando tres de sus distritos: Subandino, Occidental y Central (Cabrera, 1971; Soriano, 1956), de Oeste a Este, respectivamente.

Suelos: Los órdenes de suelos regionales comprenden: en las proximidades de la frontera con Chile, inceptisoles, molisoles de clima húmedo y entisoles. Desde allí y aproximadamente hasta los 71° longitud Oeste, molisoles de clima húmedo y semiárido e inceptisoles. En la amplitud de la meseta patagónica, aridisoles y entisoles. Además de suelos aluviales y litosoles azonales.

Clima: Frío, con precipitaciones en rápida disminución (desde unos 1.000 mm anuales en el Oeste cordillerano a menos de 150 mm en el Este). Los vientos son persistentes del Oeste y hay marcado déficit hídrico.

Material y métodos. Los muestreos fueron realizados entre marzo/87 y febrero/88 conforme con metodologías de campo y laboratorio frecuentes en este tipo de estudios. En cuanto al bentos, se obtuvo de acuerdo con Di Persia *et al.* (este volumen)

Resultados y discusión. Química de las aguas: Oligomineralizadas, sus aguas son bicarbonatadas-cálcicas entre cabeceras y la localidad de Facundo. Aguas abajo y hasta la desembocadura son bicarbonatadas-sódicas, en lo cual inciden, entre otros factores, los aportes temporarios de los ríos Genoa y Apeleg y los del río Mayo de carácter permanente.

Fitoplancton: 53 géneros (27 Crisófitas, 23 Clorófitas y 3 Cianófitas) conformaron el poblamiento algal, con densidades variables e importantes fluctuaciones estacionales y en la cuenca. Bacilariofíceas como *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Amphora*, *Synechocystis*, *Cymbella* y *Tabellaria* fueron las mejor representadas, junto a otras diatomeas de menor significación cuantitativa. La numerosidad de los cuatro primeros géneros fue considerablemente mayor en algunos tributarios (caso del río Mayo). En las na-

cientes se encontraron escasos *Dinobryon*, predominando las desmidiáceas (*Staurastrum*, con menor frecuencia *Cosmarium*, *Pleurotaenium*, *Sphaeroszma* y otras), drásticamente reducidas aguas abajo. En el último tramo se registraron Cianofíceas (*Anabaena*, *Spirulina*, *Oscillatoria*), siempre en muy bajo número.

Zooplankton: Considerablemente escaso, en forma esporádica registramos poblaciones de Rotíferos (*Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra*, *Filinia*, *Notholca*, *Lepadella*, *Asplachna*, entre otros géneros), Cladóceros (principalmente Bosmínidos y Dáfnidos, menos frecuentemente Quidóridos y Macrotrífidos de aparición ocasional, posiblemente de extracción bentónica), y Copépodos no determinados.

Bentos: En zonas pedregosas con corrientes fuertes, formaron parte del ritobentos Efemerópteros (*Meridialaris*), Tricópteros (*Smicridea*), Plecópteros, Gasterópodos (*Chilina*) ramoneadores sobre biodermas algales, donde se encontraron Oligoquetos pequeños (*Chaetogaster*), Quironómidos, Nemátodos y ocasionalmente Anfípodos (*Hyalella*),. En zonas protegidas y con sedimentos más finos predominaron Oligoquetos (Naididos, Tubificidos), Nemátodos (*Dorylaimus*, *Mononchus*, *Tobrilus*, *Tripyla*, etc.). Fueron frecuentes, aunque con densidades bajas, Tardígrados (*Macrobiotus*), distintos entomostráceos y otros grupos de aparición esporádica.

Peces: De acuerdo con registros de distintos autores y datos propios, la ictiofauna incluye *Percichthys trucha*, *Percichthys colhuapiensis*, *Basilichthys microlepidotus* y *Salmo gairdneri* entre las especies más abundantes, a las que se suma *Salmo salar* sebago, *Salvelinus fontinalis*, *Galaxias platei*, *Diplomystes viedmensis mesembrinus* (*) y *Hatcheria patagoniensis*, los tres últimos considerablemente escasos.

Agradecimiento

Al personal técnico de Agua y Energía Eléctrica S.A. por la colaboración prestada en la realización de los muestreos.

Bibliografía

- DI PERSIA, D.H., MARTINEZ, G. y J.C. POLEDRI, 1991. Estudios ecológicos en ambientes acuáticos de la Patagonia Argentina. 5. Fauna bentónica del río Mayo, Provincia del Chubut (en este volumen).
- PAGGI, J.C., 1979. Revisión de las especies argentinas del género *Bosmina* agrupadas en el subgénero *Neobosmina* Lieder (Crustacea: Cladocera). Acta Zool. Lilloana, 35: 137-157.
- QUIROS, R., 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23: 647-658.
- RINGUELET, R.A., 1982. Una nueva subespecie del bagre patagónico *Diplomystes viedmensis* Mac Donagh, 1931, en el río Senguer (Chubut, Argentina). Limnobiol., 2(5): 349-351.
- SORIANO, A. 1956. Los distritos florísticos de la provincia Patagónica. Rev. Invest. Agric., 10(4): 323-347.

QUIMICA

VELOCIDAD DE DESCOMPOSICION Y LIBERACION DE NUTRIENTES DE ESPECIES VEGETALES TÍPICAS EN EL RIO PARANA MEDIO

J. Hammerly; M.A. Maine; N. Suñe y M.J. Pizarro. Centro de Estudios del Agua. Facultad de Ingeniería Química. U.N.L. Santiago del Estero 2829 (3000) Santa Fe

El objetivo de este trabajo es analizar el proceso de degradación y liberación de nutrientes de la vegetación que quedará sumergida durante la etapa de transición o llenado en la futura presa del Paraná Medio.

La degradación de las plantas, que será el principal causante de la disminución de oxígeno en la etapa de llenado, puede considerarse como una función integrativa de interacciones físicas, químicas, microbianas y animales. Como todas ocurren simultáneamente es difícil determinar la contribución de cada una al proceso de degradación.

Manzi y Fritschy (1980) indicaron para el Paraná Medio, la siguiente distribución de ambientes: lóticos y semilóticos 32%, áreas de vegetación graminoide 24%, área cubierta de hidromorfos 33% y bosque aluvial ribereño 11%. Por otra parte se estima que en la zona a inundar hay 7-8 millones tn de biomasa arbórea y 5-6 millones tn de vegetación acuática, expresadas como peso seco.

Se seleccionaron 12 especies vegetales representativas de la vegetación de la zona de acuerdo a Manzi (1982): *hidromorfos*: *Eichhornia crassipes*, *Polygonum punctatum*, *Paspalum repens* y *Pistia stratiotes* (siendo las tres primeras especies las de mayor abundancia dentro de este grupo); *graminoides*: *Panicum prionitis* (80% del total en este grupo); *Arbóreas*: *Sapium haematospermum* (29%), *Cathornion polyanthum* (27%), *Croton urucurana* (19%), *Nectandra falcifolia* (13%) y *Salix humboldtiana*, *Tessaria intergrifolia* y *Acacia caven* (12%).

Las plantas fueron colectadas, lavadas y secadas al aire. Se tomaron porciones de 30 g del material vegetal seco de manera de mantener la proporción de hojas, tallos y raíces existentes en cada especie (que no serán retirados en la limpieza del embalse). Se colocaron en bolsas de 1 mm de malla (Benfield *et al.*, 1979) utilizándose 25 bolsas para cada especie, las que se sumergieron en la Laguna Setubal a 2,5-4 m de profundidad a una velocidad de corriente de 0,04 m/s (características medias previstas en el embalse).

Se realizaron muestreos periódicos durante 98 días. Sobre las muestras degradadas se determinó peso seco; N con un analizador elemental; P por espectrofotocolorimetría; Ca y Mg por absorción atómica; Na y K por emisión atómica; comparándose con los valores de la muestra antes de la degradación.

Los datos experimentales de descomposición se ajustaron al modelo exponencial de Olson (1963), mientras que el coeficiente de degradación específico se obtuvo de acuerdo a Petersen y Cummins (1974).

Para los nutrientes se verifica el siguiente orden de liberación:

Especies graminoideas e hidromorfos $K > N > P > Ca$

Especies arbóreas $K > P > N > Ca$

ocupando el Na y el Mg posiciones intermedias.

En la tabla se presentan los tiempos requeridos para liberar el 50% del P y N de

cada muestra (tP 50^o/o y tN 50^o/o), observándose que en la mayoría de los casos estos no superan los 50 días.

En la misma tabla, las especies se clasifican en 3 grupos, en función de sus velocidades de degradación: rápidas ($K > 0,01$), medias ($0,01 > K > 0,005$) y lentas ($K < 0,005$). También se presentan los tiempos necesarios para degradar el 50^o/o y el 90^o/o de la muestra (t50^o/o y t90^o/o).

Teniendo en cuenta los t50^o/o, t90^o/o y los valores de biomasa estimados de acuerdo a Manzi (1982), se podría predecir que durante los primeros 95 días de la etapa de llenado se producirá el mayor consumo de oxígeno, convirtiéndose esta en la etapa más crítica.

ESPECIE	K (d-1)	t50 ^o /o días	t90 ^o /o días	tP50 ^o /o días	tN50 ^o /o días
RAPIDAS					
Panicum prionitis (Pajonal)	0,0357	20	460	47	46
Paspalum repens (Canutillo)	0,0182	38	248	47	13
Tessaria intergrifolia (Aliso)	0,0172	42	134	17	28
Pistia stratiotes (Repollito)	0,0153	45	150	18	6
Sapium haematospermum (Curupf)	0,0125	55	184	18	35
MEDIAS					
Eichhornia crassipes (Camalote)	0,0101	69	228	18	21
Salix humboldtiana (Sauce)	0,0101	69	228	28	79
Croton urucurana (Sangre de Drago)	0,0089	78	259	26	14
Cathormion polyanthum (Timbó Blanco)	0,0079	88	291	32	47
Polygonum punctatum (Catay)	0,0073	95	315	93	43
LENTAS					
Acacia caven (Aromito)	0,0048	144	480	>98	38
Nectandra falcifolia (Laurel)	0,0029	239	794	>98	98

Tabla: Valores de constante de degradación, los tiempos para degradar el 50^o/o y el 90^o/o del material vegetal y los tiempos para liberar el 50^o/o del P y N.

Bibliografía

- BENFIELD, E.F.; PAUL, R.Q. & J.R. WEBSTER, 1979. Influence of Exposure Technique of leaf Breakdown Rates in Streams. *Oikos* 33, 386-391.
- MANZI, R., 1982. Plan para la limpieza del embalse. Proyecto Paraná Medio. Facultad de Edafología. Universidad Católica de Santa Fe. SECYT, 75 pp.
- MANZI, R. y B.A. FRITSCHY, 1980. Dinámica de la vegetación en el valle actual del Río Paraná Medio. Transecta Santa Rosa. Pueblo Brugo. Informe mimeografiado 27 pp.
- OLSON, J.S. 1963. Energy Storage and Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44(2), 322-331.
- PETERSEN, R.C. & K.W. CUMMINS. 1974. Leaf procesing in a wood land stream. *Freshwater Biol.* 4, 343-368.

CARACTERIZACION FISICOQUIMICA DE LA LAGUNA ALALAY

J. Rojas C. Univ. Mayor de San Simón, Junín 0576. C.C. 3045
Cochabamba, Bolivia.

Se realizó un diagnóstico de las condiciones limnológicas de la laguna Alalay (Cochabamba, Bolivia), mediante monitoreo interdisciplinario¹.

El presente trabajo da a conocer los resultados más relevantes de los aspectos fisicoquímicos de dicho cuerpo de agua. La metodología experimental comprendió la colección mensual y análisis del agua superficial en cinco puntos de la laguna y la medición de la profundidad del agua y lodos presentes en el sistema durante un año (julio 1989-junio 1990). El tiempo de colección de las cinco muestras osciló entre las 09 y 14 horas.

El análisis cuantitativo siguió los métodos estandarizados para tal efecto.²

Los resultados obtenidos se agrupan en una época seca (julio a diciembre) y una húmeda (enero a junio) y se presenta en cuadro 1.

El volumen de agua en la laguna depende de las condiciones climáticas de la región, aumentando en la temporada de lluvias y disminuyendo en épocas de sequía. La profundidad máxima fue de 0,76 m, en el mes de julio; mientras que la mínima de 0,27 m en diciembre.

La calidad fisicoquímica del agua es función del nivel hidrológico del sistema; en época seca al disminuir el volumen de agua por evaporación, la concentración de materia orgánica, sólidos e iones aumenta hasta alcanzar el sistema condiciones críticas y convertirse prácticamente en un pantano maloliente por la descomposición de la materia orgánica (DQO de lodos 8160 mg O₂/L); mientras que en época húmeda la calidad mejora temporalmente por el efecto de dilución.

Durante todo el período de evaluación la laguna presentó pH alto con fluctuaciones insignificantes, y el contenido de nutrientes comparado con las concentraciones encontradas en algunos sistemas eutróficos, es elevado³.

Considerando que el volumen de lodos en estado anaeróbico es grande (73% de lodos), éste disminuye la capacidad que tiene el sistema de almacenar agua, por lo que los trabajos actuales tienden a recuperar la laguna y se tiene proyectado evacuar y tratar los lodos presentes en dicho sistema.

Cuadro 1. Concentraciones promedio en la Laguna Alalay

Parámetro	Unidad	Epoca Seca	Epoca Húmeda
Temperatura	°C	22,1	22,7
pH		10,3	10,1
Turbidez	NTU	48,6	28,9
OD	mg O ₂ /L	7,8	8,7
DBO ₅	mg O ₂ /L	255,0	223,9
DQO	mg O ₂ /L	570,0	388,0
Fósforo	mg PO ₄ ⁼ /L	0,9	0,6
N. Inorgánico total	mg N/L	2,0	0,7
Conductividad esp.	μmho/cm	5.360,7	5.629,8
Sólidos totales	mg/L	5.635,2	4.577,3
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /L	3.253,4	607,5
Sodio	mg Na/L	3.478,0	1.467,9
Cloruros	mg Cl/L	1.629,5	707,2
Sulfuros	mg S ⁼ /l	5,6	3,1

Bibliografía

1. BARRA y col. 1990. Diagnóstico limnológico de la laguna Alalay, Congreso Brasileiro de Limnología, Porto Alegre, Brasil. (en prensa).
2. APHA, AWWA, WPCF, 1989. Standars Methods, for the Examination of water and wastewater, 17th edition USA.
3. DERISIO, J.C. y M. PERKINS, 1981. Os Nutrientes e a qualidade das aguas do reservatorio do Guarapiranga, Revista DAE. 125: 39-44.

INFLUENCIA DEL CARBONATO DE CALCIO SOBRE LA MATERIA ORGANICA SOLUBLE EN LA LAGUNA DE CHASCOMUS.

V.H. Conzonno¹ y A. Fernández Cirelli².

1. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", c.c. 712, 1900 La Plata.
2. Departamento de Química Orgánica, Facultad de Ciencias Exactas (UBA).

A lo largo de un año (abril-88, mayo-89), se realizaron estudios de química del agua en la laguna de Chascomús (Buenos Aires), con muestreos efectuados con periodicidad mensual en el centro y superficie de la misma. Dicho período se caracterizó por escasas precipitaciones que alcanzaron 616 mm, mientras que el promedio para los cinco años anteriores fue de 1311 mm. Bajo estas condiciones el balance precipitaciones menos evaporación fue negativo. Como consecuencia se produjo la disminución de la profundidad, donde, en la estación de muestreo, se registró 3,5 (abril-88) que bajó a 1,6 m (mayo-89), mientras que la concentración de sales solubles aumentó de 530 a 910 mg/l. De la misma manera se produjo el incremento del carbonato y en forma concomitante del pH, determinando la sobresaturación de carbonato de calcio evaluado a partir del producto de solubilidad para calcita (1). La precipitación de carbonato de calcio es un factor importante en la remoción de materia orgánica disuelta (MOD) (2,3). En este caso se observa que la MOD, medida en términos de demanda química de oxígeno, disminuye de 12,7 a 9,1 mg O₂/l. Esta disminución se corresponde con el decrecimiento de las sustancias húmicas (SH) que, en general, integran el 70-80% de la MOD (4) en las aguas naturales. Dicha disminución fue seguida con lecturas a 250 nm en celdas de 1 cm de paso de luz, observando que la absorbancia de 0,42 se reduce a 0,36. Además, esto se confirmó mediante la determinación de unidades color, donde de 106 decrece a 53 mg Pt/l. Paralelamente, se realizaron experiencias de gel cromatografía en Sephadex G-100, con el objeto de estudiar la distribución de fracciones de distinto tamaño molecular integrantes de las SH. Los perfiles de elución demostraron la existencia de anchos de bandas que sugieren la presencia de fracciones de distinto peso molecular no resueltas. Por otra parte se observó que las fracciones de mayor peso molecular desaparecen conforme se incrementa la formación de carbonato de calcio, indicando coprecipitación preferencial de las mismas. Estos resultados terminan por evidenciar la importancia del carbonato de calcio en el ciclo de la MOD, en especial en lo referente a la concentración y características de las sustancias húmicas, en este cuerpo de agua.

Bibliografía

1. STUMM, W. and J.J. MORGAN, 1970. Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons. New York, 583 p.
2. SUESS, E., 1970. Geochim. Cosmochim. Acta, 34: 157-168.
3. OTSUKI, A. and R. WETZEL, 1973. Limnol. Oceanogr., 18: 490-493.
4. MUNSTER, U., 1985. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70, 429-480.

FRACCIONAMIENTO DEL FOSFORO EN SOLIDOS SUSPENDIDOS DE LOS RIOS PARANA Y BERMEJO

N. Gabellone y C. Bonetto. Inst. Limnol. Dr. Ringuelet. C.C. 712.
1900 La Plata.

El P contenido en los sólidos suspendidos representa el 70 y 99^o/o del transporte de P en los ríos Alto Paraná y Bermejo, respectivamente (Pedrozo & Bonetto, 1987, 1989). No obstante, su adecuada caracterización y su disponibilidad potencial, han recibido escasa atención en nuestro medio.

En el presente trabajo se determinó el contenido de P y su fraccionamiento en muestras de sólidos suspendidos en los ríos Bermejo (Ber.) en Puerto Velaz, Alto Paraná (AP), en Corrientes, y Bajo Paraná (BP), en Brazo Largo, según el método propuesto por Psenner *et al.* (1988).

El contenido de P en los sedimentos del río Bermejo resultó inesperadamente constante variando en un rango comprendido entre 558 y 615 $\mu\text{g P/g}$ en 7 muestras colectadas entre marzo 1986 y abril de 1987, sugiriendo un aporte homogéneo de la cuenca durante el ciclo hidrológico. Las muestras del Alto Paraná tuvieron mayor contenido de P total (PT) que las del Bermejo, variando entre 825 y 895 $\mu\text{gP/g}$. Las del Bajo Paraná, en cambio, mostraron mayor variabilidad, entre 727 y 966 $\mu\text{g/g}$, si bien el valor medio no difiere significativamente del Alto Paraná. En la tabla se consigna la cantidad de P total (PT), y las fracciones de P inorgánico obtenidas en las extracciones con cloruro de amonio (NH_4Cl), ditionita-bicarbonato de Na (BD), hidróxido de sodio (NaOH) y ácido clorhídrico (HCl) y P no reactivo (PNR), expresado en $\mu\text{g/g}$, en los tres ríos. En el Bermejo la fracción más importante es la asociada a minerales de calcio, mientras que en el Alto Paraná es la asociada a minerales de hierro y aluminio. Estas características están relacionadas con sus cuencas, donde predominan sedimentos calcáreos y lateríticos, respectivamente. A diferencia de los anteriores el Bajo Paraná mostró una mayor variabilidad seguramente asociado a la preeminencia de la carga sestónica del Bermejo o Alto Paraná en distintas épocas del año: el aumento del P en la fracción cálcica entre el 11/90 y 1/91 se debería a una mayor proporción de sedimentos del primero durante su creciente estival. No obstante, la principal fracción resultó la extraída con ditionita, que refleja el P asociado al Mn e hidróxidos de Fe. Esta fracción es mayor que la de los dos tributarios, sugiriendo ya sea un proceso diagenético o bien el resultado de aportes antrópicos en el medio y bajo Paraná.

La fracción residual, no extraída, consiste fundamentalmente en P orgánico no lábil (PNR), osciló entre 362 y 506 $\mu\text{g/g}$ en el Alto Paraná, entre 251 y 309 $\mu\text{g/g}$ en el Bajo Paraná y entre 67 y 113 $\mu\text{g/g}$ en el Bermejo.

A pesar de que cuantitativamente el aporte de P del río Bermejo es superior al del Alto Paraná (Pedrozo *et al.*, 1989), el aporte de las fracciones potencialmente bioasimilables (P inorgánico no apatítico, Gunatilaka *et al.*, 1988) es más importante en el Alto Paraná.

	NH ₄ Cl	BD.	NaOH	HCl	PNR	PT
Ber. 3/86	7	62	21	401	67	558
Ber. 2/87	6	59	31	379	112	587
AP. 6/86	7	110	297	49	362	825
AP. 3/87	6	110	259	55	395	825
AP. 6/87	4	107	259	20	505	895
BP. 11/90	6	297	274	80	309	966
BP. 1/91	55	200	84	133	251	727

Bibliografía

- GUNATILAKA, A.; HERODEK, S.; ISTANOVICS, V. and E. DOBOLYI, 1988. Biological availability of sediment phosphorus. Arch. Hydrobiol. Beih. 30:83-112.
- PEDROZO, F. & C. BONETTO, 1987. Nitrogen and phosphorus transport in the Bermejo River (South America). Rev. Hydrobiol. trop. 20(2): 91-99.
- PEDROZO, F. & C. BONETTO, 1989. Influence of river regulation on Nitrogen and Phosphorus mass transport in a large South American river. Regulated Rivers: Research & Management, 4: 59-70.
- PEDROZO, F.; BONETTO, C. y Y. ZALOCAR, 1989. A comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Parana, Paraguay and Bermejo Rivers. Limnología e manejo de represas. Vol. 1. Tomo 1:91-117.
- PSENNER, R.; BOSTROM, B.; DINKA, M.; PETERSSON, K.; PUCSKO, R. & M. SAGER, 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Arch. Hydrobiol. Beih. 30:83-112.

Financiado con fondos de la International Foundation for Science.

FOSFORO, NITROGENO, CLOROFILA Y MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSION EN LA LAGUNA DE CHASCOMUS (BUENOS AIRES).

V.H. Conzonno, M.N. Rodríguez y S.M. Ilhéro.

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", c.c. 712 - 1900 La Plata

La laguna de Chascomús (35° 36' S, 58° O), es un cuerpo de agua de baja profundidad (Zmáx 1,90 m, \bar{Z} 1,53 m) siendo la superficie de 30,1 km² (1). A lo largo de un año (abril-88, mayo-89), se realizaron muestreos mensuales en el centro de la laguna. Las determinaciones químicas se realizaron de acuerdo a APHA (1985)(2). La concentración de fósforo total (P) mostró un promedio de 0,38 mg P/l (rango 0,15-1,51 mg P/l). El fósforo total soluble (evaluado sobre la muestra previamente filtrada por filtros de 0,45 μ m de poro) constituyó el 14,7% del total. En cuanto al nitrógeno total (N) el promedio fue de 0,9 mg N/l (rango 0,2-1,6 mg N/l), siendo el nitrógeno total soluble (obtenido previa filtración idem fósforo) el 42,2% del total.

La laguna se encuentra en circulación vertical casi permanente, lo cual motiva la existencia de elevado material en suspensión, séston, el promedio obtenido fue de 174,4 mg/l (rango 39,0-1.020,0 mg/l). Dicho material influyó decisivamente en la penetración de luz, puesto de manifiesto por los valores bajos de la lectura del disco de Secchi (promedio 19 cm). El mismo estuvo constituido fundamentalmente por material inorgánico, confirmado tanto por análisis del carbono orgánico particulado (8,9%), como por el residuo obtenido por calcinación (79,9%). La concentración de clorofila mostró un promedio de 47,2 μ g/l (rango 18,5-204,6 μ g/l) y de feopigmentos 14,8 μ g/l (rango 0,0-25,6 μ g/l). Las concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila, permiten establecer que este cuerpo de agua se encuentra en estado muy eutrófico (3, 4). La correlación entre clorofila y fósforo resultó significativa, mientras que la correspondiente entre clorofila y nitrógeno no fue significativa. Esto indicaría una mayor dependencia de la biomasa algal con el fósforo, a pesar de que la relación nitrógeno/fósforo es baja (promedio 3,6), que señalaría al nitrógeno como factor limitante respecto al fósforo para el crecimiento algal. La correlación entre clorofila y séston fue significativa, lo cual sólo indica que la clorofila comparte las fluctuaciones del séston, ya que como se dijo, este último está constituido en gran proporción por material inorgánico. No resultó significativa la correlación entre clorofila y temperatura y este hecho implicaría, poca dependencia de la biomasa algal con el ciclo estacional. De la misma manera, no fue significativa con la concentración total de sales solubles, lo cual muestra poca dependencia de la biomasa algal con los cambios climáticos e hidrológicos, al ser las sales solubles sensibles a estos cambios en este cuerpo de agua.

Bibliografía

1. DANGAVS, N., 1976. *Limnobios*, 1(2): 35-59.
2. APHA, 1985. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16a. Ed., 1268 pág.
3. CARLSON, R.E., 1977. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
4. FORSBERG, C. and S. RYDING, 1980. *Arch. Hydrobiol.* 89: 189-207.

DISTRIBUCION HORIZONTAL DE FOSFORO, NITROGENO, CLOROFILA Y PRODUCCION PRIMARIA EN EL EMBALSE EZEQUIEL RAMOS MEXIA.

V.H. Conzonno y A.A. Mariazzi.

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", c.c. 712 - 1900 La Plata.

El Embalse E. Ramos Mexía (39° 50' S y 69° 20' O) fue construido en 1972 y sus principales características morfométricas son: superficie 816 km², Zmáx. 60 m, \bar{Z} 24,7 m, tiempo medio de residencia hidrológico 1 año. Estudios anteriores (1), efectuados sobre muestras provenientes de la zona pelágica, permitieron establecer que el embalse se encuentra en estado de oligo a mesotrofia. En el presente trabajo se analiza la distribución horizontal de fósforo total (P), nitrógeno inorgánico total (N), clorofila (Cl) y producción primaria (PP), esta última determinada en laboratorio a saturación de luz. Las técnicas utilizadas fueron extraídas de APHA (1971) (2). Se tomaron muestras integradas entre superficie y 5 m de profundidad en 35 puntos entre setiembre de 1982 y setiembre de 1983. Los resultados se agruparon teniendo en cuenta, fundamentalmente, las características morfométricas, a saber: Bahía Alarcón (I), Bahía Picún Leufú (II), Bahía Grande (III), eje principal del lago (IV). A modo de comparación, se consideró por separado una estación de la zona pelágica (V) y, además, se promediaron las 35 estaciones con el objeto de tener el dato del lago en forma global (VI). Los valores obtenidos indicaron un comportamiento estacional no definido, donde las concentraciones más bajas se detectaron en IV y V (máximos 34 ug P/l y 26 ug N/l), mientras que en las bahías (I, II, III) los valores fueron más elevados (máximos 76 ug P/l, 100 ug N/l). Con respecto a Cl y PP se produce una relación inversa, con valores mayores en IV y V (máximos 3,0 ug Cl/l y 11,5 mg C/h), en las bahías estuvieron por debajo de 1,5 ug Cl/l y de 5,0 mg C/h. Si se considera el comportamiento anual, las diferencias se minimizan según puede apreciarse en la tabla, donde los rangos estuvieron comprendidos entre 8 y 21 ug P/l, 8-15 ug N/l, 1,0-1,3 ug Cl/l y 4,3-5,4 mg C/h. Por lo tanto, el estado es de oligo a mesotrofia (3, 4), que confirma lo mencionado anteriormente (1). Si se tiene en cuenta el promedio para el lago (VI), se puede observar que, dentro de ciertos límites, la estación V puede considerarse representativa en muestreos rutinarios.

	P	N	Cl	PP
I	20	8	1,0	4,3
II	21	9	1,3	4,9
III	17	15	1,0	4,4
IV	14	9	1,1	5,4
V	8	8	1,2	4,9
VI	16	10	1,1	4,7

Bibliografía

1. MARIAZZI, *et al*, 1991. *Hydrobiol.*, 209: 107-116.
2. APHA, 1971. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 13a. Ed., 874 pág.
3. CARLSON, R.E., 1977. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
4. FORSBERG, C. and S. RYDING, 1980. *Arch. Hydrobiol.*, 89: 189-207.

NUTRIENTES DEL NITROGENO—FRANJA COSTERA ARGENTINA DEL RIO DE LA PLATA

J.M. Bazan, Servicio de Hidrografía Naval. Avda. Montes de Oca Nº 2124
Capital Federal. E. Bartoletti y O. Fioravanti. Obras Sanitarias de la Nación,
Dpto. Laboratorio. Avda. Figueroa Alcorta Nº 6081 CP 1426 Capital Federal.
N. O. Toschi. Administración General de Obras Sanitarias Bs. As. C.C. 23
C.P. 1925 Ensenada.

En noviembre de 1989 y junio de 1990 el SIHN, OSN y AGOSBA realizaron un monitoreo de las aguas en varios puntos de la denominada Franja Costera (San Isidro-Magdalena), del Río de la Plata, con el fin de establecer el nivel de la calidad de las aguas en dicha área.

Si bien los resultados, comentarios y conclusiones generales de dicha experiencia son parte de una publicación (Ref. 1), esta comunicación presenta algunas observaciones sobre el comportamiento de los nutrientes del nitrógeno en aguas superficiales de la Franja Costera.

Los métodos empleados en las determinaciones corresponden a:

- 1) Amonio: de Nessler expresado como N/NH_4 en mg/l;
- 2) Nitritos: formación de colorante azoico, expresado como N/NO_2^- mg/l;
- 3) Nitratos: método de la Brucina, expresado como N/NO_3^- mg/l.

La concentración de todos los iones del N inorgánico en ambas campañas de muestreo disminuye en función de la distancia y a 3.000 m de la costa los valores permanecen acotados por debajo de los valores guías de calidad del agua, aún para los usos más exigentes.

Al efecto mencionado debe agregarse la situación de "acumulación" que se observa en la zona de Punta Colorada-Punta Lara, que se debería a la configuración morfológica costera. Este hecho se observa sobre todo en los muestreos a 500 m de la costa.

Aún cuando la concentración de NH_4^+ presenta valores similares en ambas campañas, es notable la diferencia en la concentración de NO_3^- ya que este ion presenta en junio/90 valores que llegan a triplicar los de nov/89, en especial a las distancias de 500 y 1.500 m. Esta situación es atribuible a las distintas condiciones halladas en ambas campañas, tanto hidrológicas como ambientales, que generaron un mayor consumo de nutrientes por actividad biológica.

En general se observa que a 3.000 m de la costa en ambas campañas existe una situación de equilibrio, visualizada por la similitud en los perfiles de los nutrientes entre sí. Con respecto a otros parámetros, la mayor concentración de nitrato y amonio coincide con el mayor consumo de oxígeno representado por una D.B.O. elevada y una disminución consecuente del Oxígeno Disuelto, debido a la degradación bacteriana.

Bibliografía

1. Calidad de las aguas del Río de la Plata, Franja Costera San Isidro-Magdalena. Pub. del SIHN-AGOSBA-OSN-1991- (en prensa)
2. BONETO, A. Calidad de las aguas del Río Paraná 1976.
3. Estudio para la evaluación de la contaminación en el Río de la Plata. CARP Editor (SIHN SOHMA), 1989.

NUTRIENT REMOVAL BY PERIPHYTON IN POLLUTED ARTIFICIAL STREAMS

A.J. Mariñelarena & A. Austin. Instituto de Limnología "Dr. Ringuélet".
Calle 51 N° 484, (1900) La Plata, Bs. As., Argentina.

Introduction. Many authors (Kurata, 1903; Sladeckova, 1983; among others) reported on the utility of periphyton in nutrient removal from enriched waters.

The study of nutrients uptake by the periphyton community is simplified if grown in semi-natural experimental stream-troughs. The present work reports the removal of nutrients by periphyton growing at slow, marsh flow-rates, in shallow stream-troughs in field conditions.

Materials and methods. The experiment was carried out during July 1990 in a greenhouse at INTECH, Chascomús, Prov. Bs. As. A recirculating system (300 l volume) consisting of six shallow hemispherical 2 m x 0.1 m x 0.04 m stream-troughs and a tank, was filled with manure fertilized water, with levels of soluble P of 0.8 mg/l and inorganic N of 2 mg/l. Flow rates varied between 1.36 l/min and 0.33 l/min. The system was sampled at intervals for temperature, DO (YSI-57 meter), pH (HACH ONE meter), and PO₄, NO₃ and NH₄ (APHA, 1975).

When nutrient levels reached a low plateau, aliquots of biomass (B) were removed for determination of chlorophyll a, (acetone 90^o/o), B dry weight (60^oC), and B ash free dry weight (450^oC). Fresh additions of PO₄ and NH₄ were made to further assess the uptake activity of the periphyton developed. When nutrients were again exhausted the entire biomass was harvested, weighed, dried and aliquots ashed.

Results and discussion. Do showed values beyond saturation levels (Fig. A), except for nighttime periods. Nutrients uptake (Fig. B), exhibit dramatic depletion to exhaustion of P and N within 15 days. At this point chlorophyll a and biomass gave values averaging 75 mg Chlor. a/m²; 33 g B dry weight/m² and 19 g B ash free dry weight/m².

After reloading the stream, the depletion curves indicated a more rapid uptake due to the now mature and well developed biofilm community. The final harvesting of the entire biomass produced measures of 100 mg Chlor. a/m², 34 g B dry weight/m² and 20 g B ash free dry weight/m².

The results obtained in this short experiment are conclusive to demonstrate that this low cost biotechnology may be used successfully in subtropical areas for eutrophication control.

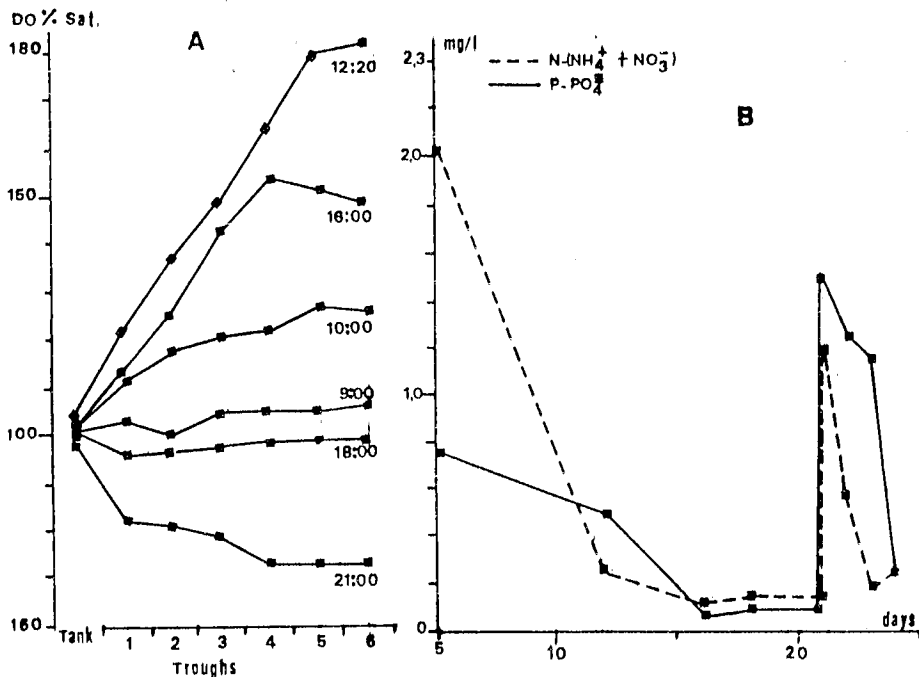


Fig. A: Diurnal variation of DO (as % sat.) along the successive troughs when covered with periphyton.

Fig. B: Nutrients depletion in the circulating water along the time. The system was reloaded at the 21st day.

References

- APHA, 1975. American Public Health Association, Washington DC, 16th Ed.
 KURATA, A., 1983. Periphyton of Freshwater Ecosystems. Chapter 38 pp:305-310. Wetzel R. (Ed.). Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
 SLADECKOVA, A.; MARVAN, P. & J. VYMAZAL, 1983. Periphyton of Freshwater Ecosystems, chapter 37:299-303. Wetzel R. (Ed.) Dr. W. Junk Publishers The Hague.

FITOPLANCTON

FITOPLANCTON DEL RIO SALADO Y ALGUNAS LAGUNAS ASOCIADAS A SU CUENCA (PCIA. DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)

I. O'Farrell e I. Izaguirre. Fac. Cs. Exact. y Nat., Univ. Buenos Aires,
Depto. de Ciencias Biológicas, Limnología, Cdad. Univ.,
1418 Buenos Aires, Argentina.

Se estudió la comunidad fitoplanctónica del río Salado y de seis lagunas asociadas a su cuenca que presentan distinto grado de conexión con el mismo, desde noviembre de 1987 hasta febrero de 1989, según un esquema de muestreos estacionales. Para cada ambiente se efectuó el análisis florístico completo hasta nivel específico y los recuentos algales según el método de Uterhmöl.

En el río Salado, la composición de la comunidad fitoplanctónica está determinada principalmente por tres factores abióticos: conductividad (en promedio mayor a 5.800 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH (7,7-9,6) y grado trófico del sistema, estimado a partir de la concentración de P total (en promedio mayor a 0,36 mg/l). Esto se ve reflejado en las numerosas especies típicas o indicadoras de ambientes salobres, de aguas alcalinas y de sistemas mesosapróbicos. Por ej. se puede mencionar, gran abundancia de diatomeas halófilas, tales como varias especies del género *Thalassiosira*, *Surirella striatula* y *Campylodiscus clypeus*. La densidad total de fitoplancton en el río varió entre 2.700 y 498.000 ind./ml. De acuerdo a la clasificación de Descy *et al.*, podría definirse como un típico curso de llanura, rico en nutrientes y con un fitoplancton dominado por diatomeas céntricas, con una facie de verano con especial desarrollo de ciorofitas y cianofitas. Según surge de un PCA, la dinámica del río está regulada principalmente por la temperatura y el nivel hidrométrico.

En lo que respecta a las seis lagunas estudiadas, se observan claras diferencias entre ellas. Las enteramente vegetadas (Colís y Culú-Culú) fueron las de mayor diversidad fitoplanctónica (alrededor de 5), con una flora rica en especies fitoplanctónicas. En estas lagunas las densidades algales fueron notoriamente menores (en general inferior a 2.000 ind./ml) y no se registraron floraciones. Por su parte, Todos los Santos y Lobos, netamente eutróficas, presentaron diversidades muy bajas (alrededor de 2) y una dominancia absoluta de cianofitas de los géneros *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanocapsa* y *Raphidiopsis*, entre las más importantes. Estas dieron origen a conspicuas floraciones que llegaron a superar, en Todos Los Santos, los 200.000 ind./ml. En la laguna de Monte las densidades fueron muy inferiores, mostró una alta diversidad, con numerosas especies típicas del potamoplancton. En este trabajo se corroboraría la hipótesis, ya postulada por otros autores (Engel, 1988), de que las macrófitas compiten con el fitoplancton y de esta manera controlan las floraciones.

Bibliografía

- BOLTOVSKOY, A., DIPPOLITO, A., FOGGETTA, M. N. y G. ALVAREZ, 1990.**
La laguna de Logos y su efluente: Limnología descriptiva con especial referencia al plancton. *Biología Acuática*, 14, La Plata, 37 pp.
- DESCY, J.P., SERVAIS, P. SMITZ, J.S., BILLEN, G. y E. EVERBECQ, 1987.**
Phytoplankton biomass and production in the River Meuse (Belgium). *Wat. Res.*, 21(12): 1557-1566.
- ENGEL, S., 1988.** The role and interactions of submersed macrophytes in a shallow Wisconsin Lake. *J. Freshwater Ecology*, 4(3): 329-341.

DIATOMEAS DE LA LAGUNA DE MONTE Y CONSIDERACIONES ECOLOGICAS.

N. Gómez. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (UNLP-CONICET)
C. C. 712 (1900) La Plata, Argentina.

Introducción. La presente contribución tiene por finalidad dar a conocer la flora diatomológica de la laguna de Monte (35° 27' S y 58° 48' W), la que hasta el presente no contaba con antecedentes. El estudio de este diversificado grupo algal reviste un doble interés ya que por un lado constituye una fracción importante de fitoplancton y por otra parte su reconocido valor bioindicador (Lowe, 1974) sugiere la posibilidad de ser empleado en la caracterización del estado actual de la laguna.

Material y métodos. Las muestras analizadas para la presente investigación provinieron del centro de la laguna, las mismas fueron recolectadas con una red de plancton de 33 µm de poro en las siguientes fechas: 4/6/90, 29/8/90, 10/12/90 y 12/4/91.

El material en estudio fue tratado según la metodología propuesta por Hasle & Fryxell (1970) y para las observaciones de empleo microscopia óptica (equipo Olympus BH) y electrónica de barrido (equipo Jeol JSM-T 100). De las especies identificadas se recopiló la información sobre las características ecológicas de las mismas (Patrik & Reimer, 1966, 1975; Luchini & Verona, 1972, Lowe, *op. cit.*, etc.)

Resultados. Fueron identificados a lo largo del presente estudio los siguientes taxa: *Actinocyclus normanii f. subsalsa* (Juhlin Dannfelt) Hustedt, *Amphora veneta* Kützing, *Anomoeoneis sphaerophora var sculpta* (Ehrenberg) O. Müller, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *A. granulata var. angustissima* (O. Müller) Simonsen, *Bacillaria paradoxa* Gmelin, *Campylodiscus clypeus* Ehrenberg, *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *C. placentula var. lineata* (Ehrenberg) Van Heurk, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *C. striata* (Kützing) Grunow, *C. sp.*, *Cymbella cistula* (Ehrenberg) Kirchner, *Chaetoceros muelleri* Lemmerman, *Entomoneis paludosa* W. Smith, *Epithemia sorex* Kützing, *Fragilaria leptostauron var dubia* (Grunow) Husted, *Gomphonema subclavatum var. commutatum* (Grunow) Mayer, *Navicula peregrina* Ehrenberg, *N. cuspidata* (Kützing) Kützing, *N. heufleri var leptocephala* (Brebisson ex Grunow) Peragallo, *N. sp. 1*, *N. sp. 2*, *Nitashchia angustata* (W. Smith) Grunow, *N. vermicularis* (Kützing) Hantzsch, *N. sigma* (Kützing) W. Smith, *N. Tryblionella* Hantzsch,

Hantzsch, *N. tryblionella var debilis* A. Mayer, *N. sp. Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenberg, *Pleurosira laevis* (Ehrenberg) Compere *Rhopalodia gibba* (Ehrenberg) O. Müller, *R. musculus* (Kützing) O. Müller, *Stephanodiscus sp. Surirella striatula* Turpin, *S. ovalis* Brebisson, *S. ovata* Kützing, *S. rorata* Frenguelli, *S. sp.*, *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg, *Thalassiosira faurii* (Gasse) Hasle, *T. sp.*

Sobre la base de este estudio cualitativo se graficó en forma porcentual las características ecológicas (aportadas por la bibliografía) de las especies halladas. De acuerdo a los ciclogramas obtenidos las bacilariofitas demuestran en un 70% ser alcalófilas (Fig. 1-A), en un 65% eutróficas (Fig. 1-B) y en un 50% oligohalobias, siguiendo en orden de importancia las de tipo mesohalobio con un 32,5% (Fig. 1-C).

En lo que respecta al Sistema de Saprobios el 30% de las diatomeas identificadas son mesosapróbicas y el 27,5% oligosapróbicas (Fig. 1-D). Finalmente se observa que el 42,5% de los taxa reconocidos pertenecen al perifiton y el 27,5% al plancton (Fig. 1-E).

Conclusiones. De acuerdo a las características ecológicas de las especies identificadas la flora diatomológica de la laguna de Monte es de tipo alcalófila, eutrófica, oligomesohalobia y meso-oligosapróbica.

La existencia en las muestras de bacilariofitas cuyo habitat específico no es precisamente el plancton, sería atribuible a la notable influencia de las diatomeas pertenecientes a la comunidad bentónica y perifítica sobre la masa de agua libre. Esto estaría motivado en gran parte por el cuerpo de agua de escasa profundidad y costas semivegetadas.

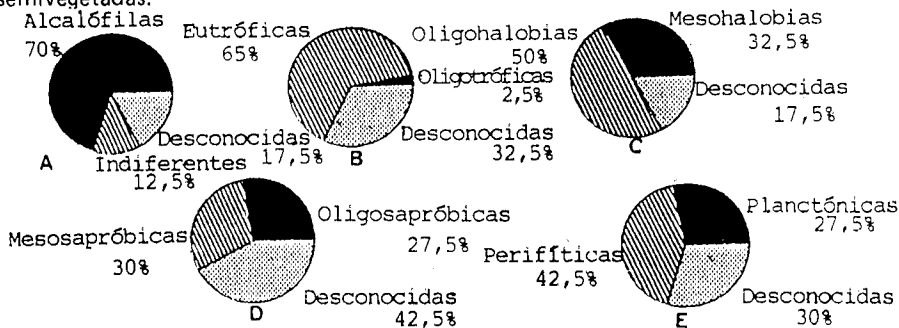


Figura 1. Ciclogramas porcentuales de las especies de diatomeas de la Laguna de Monte en relación con diferentes características ecológicas; A: pH; B: Nutrientes; C: Halobios; D: Saprobios; E: Habitat específico.

Bibliografía

- HASLE, G.R. & G.A. FRYXELL, 1970. Diatoms: clearing and mouting for light and electron microscopy. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 89(4): 469-474.
- LÖWE, R.L., 1974. Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. Cincinnati, USA Environmental Protection Agency, Publ. 070/4-74-005: 1-334 pp.
- LUCHINI, I. & C.A. VERONA. 1972. Catálogo de las diatomeas argentinas. Monografía 2, CIC. 304 pp.
- PATRICK, R. & CH. W. REIMER, 1966. The Diatoms of the United State exclusive of Alaska and Hawaii Vol. I Monograph of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 13: 1-688.
- , 1975. The Diatom of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. II. Part. 1 Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 13: 1-213 pp.

FITOPLANCTON DEL RIO SAMBOROMBON (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

L. C. Solari. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", Paseo del Bosque s/n
1900 La Plata.

En el presente trabajo se da a conocer el fitoplancton del río Samborombón, sus variaciones temporoespaciales y su relación con algunos parámetros físico-químicos. Los muestreos mensuales se realizaron a partir de febrero de 1986 hasta enero de 1987. Las muestras fueron tomadas con una botella de Van Dorn de 2 litros de capacidad en el centro del cauce en cuatro estaciones previamente delimitadas (una en las nacientes, dos en el curso medio y una en la desembocadura). Luego se fijaron con lugol-acético al 10^o/o (Lund *et al.*, 1958) y se transportaron al laboratorio en oscuridad. Para la estimación cuantitativa del fitoplancton las muestras se diluyeron a un volumen apropiado y se sedimentaron en cubetas fijas de 10 ml. El recuento se realizó en un microscopio invertido Nikon a 600 X, observando 20 campos elegidos al azar. Los fenogramas en modo Q se confeccionaron a partir de matrices de similitud usando el coeficiente Dice.

Se registraron 192 taxa siendo las Euchlorophyceae (Chlorophyta) y las Bacillariophyceae (Chrysophyta) los grupos mejor representados: 76 y 63, respectivamente.

La riqueza específica fue alta en todas las estaciones de muestreo en contraposición con lo señalado para el río Paraná (García de Emiliani, 1985). La concentración algal varió entre 64 y 163.256 células por mililitro. Los pulsos algales ocurrieron durante otoño y primavera en las estaciones 1, 2 y 3 y a fines de verano y a principios del invierno, probablemente por efecto de las mareas, en la estación 4. Las diatomeas y las clorofitas tuvieron sus picos de máxima densidad en otoño y primavera, las euglenofitas en otoño y las cianofitas hacia fines de la primavera y comienzos del verano. La diversidad específica fluctuó entre 0,65 y 4,30. Los valores más altos se registraron durante el verano y los más bajos en el invierno. Asimismo, la diversidad disminuye ligeramente desde las nacientes hacia la desembocadura.

Como ocurre en el río Ganges (Lakshminarayana, 1965), las algas plánctonicas se correlacionan positivamente con la temperatura y con el contenido de calcio y como en el río Nilo (Mohammed, 1986) presentan correlación negativa con la sílice. Debe destacarse que la relación inversa entre la concentración de sílice y la densidad de diatomeas podría deberse a que durante los meses de verano la alta temperatura inhibe el crecimiento de las diatomeas y como resultado la sílice se acumula en el agua (Bailey-Watts 1976, fide Mohammed, op. cit.).

Los fenogramas de las estaciones 1, 2 y 3 (Fig. 1) muestran que en ellos se diferencian tres grupos en los cuales las especies se asocian de acuerdo a la temperatura del agua: el grupo 1 se encuentra a temperaturas mayores de 20°C; el grupo 2 entre 15°C y 20°C y el grupo 3 a temperaturas inferiores a 15°C. Debe destacarse que el factor hidrológico es el más importante que el estacional en la desembocadura del río por el efecto de las mareas.

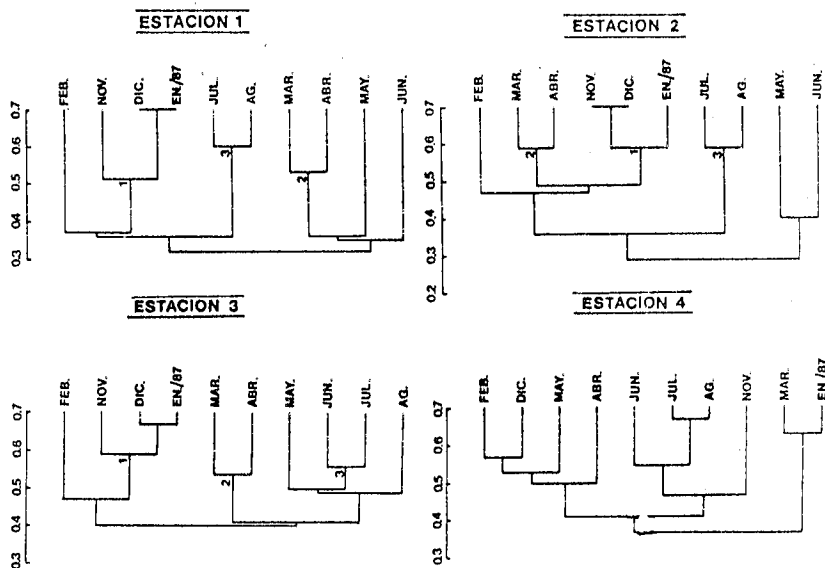


Fig. 1. Fenogramas de similitud de las cuatro estaciones de muestreo del río Samborombón.

Bibliografía

GARCIA DE EMILIANI, M.O., 1985. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante III. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 16 (1): 95-112.

LAKSHMINARAYANA, J.S.S., 1965. Studies on the phytoplankton of the river Ganges, Varanasi India. Hydrobiologia XXV (1-2): 119-165.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C. & E.D. LE CREN, 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia 11(1): 143-170.

MOHAMMED, A.A.; AHMED, A.M. & Z.A. AHMED, 1986. Studies on phytoplankton of the Nile System in Upper Egypt. Limnologia 17(1):99-117.

**ECOMORFOS Y DINAMICA TEMPORAL DE SCENEDESMUS
OPOLIENSIS RICHT. EN EL RIO LUJAN (Bs. As.)**

A. Vinocur y G. Tell, Depto. Cs. Biológicas, Facultad Cs. Exactas y Naturales,
UBA 1428, Buenos Aires

S. opoliensis es una especie cosmopolita, muy común en cuerpos de agua eutróficos y altamente polimórfica (Komárek y Fott, 1983). En este estudio, llevado a cabo en el río Luján mediante muestreos mensuales y durante el lapso de un año, se fijan los límites de la variabilidad morfológica de *S. opoliensis* según los factores ambientales y se determina la dinámica temporal de los ecomorfos. Se registró un total de 37 morfotipos que se agruparon según el resultado de un análisis de cluster, en 15 grupos (Tell y Vinocur, Ms). La dinámica de estos grupos se grafica en la Fig. 1, donde se aprecia que los distintos morfos de *S. opoliensis* presentan una distribución temporal diferencial estrechamente relacionada con la estacionalidad. En verano se encuentran representados todos los ecomorfos, mientras que en invierno sólo pueden detectarse 1-3 formas. Cabe resaltar que en invierno sólo se encuentran los morfos más simples, mientras que a medida que avanza la época estival aumenta no sólo el número de morfotipos (incremento de variabilidad morfológica), sino aquellos que presentan estructuras más complejas (carenas, mayor número de espinas, etc.). Nuestro estudio pone en evidencia que la complejidad estructural y diversidad morfológica aumenta en época estival, concomitantemente con los dos principales factores ambientales responsables de esta variación: aumento de la temperatura y de la radiación lumínica.

La dinámica estacional de *S. opoliensis* (todas sus formas) tiene sus picos en verano, con ausencia total en julio (Fig. 2).

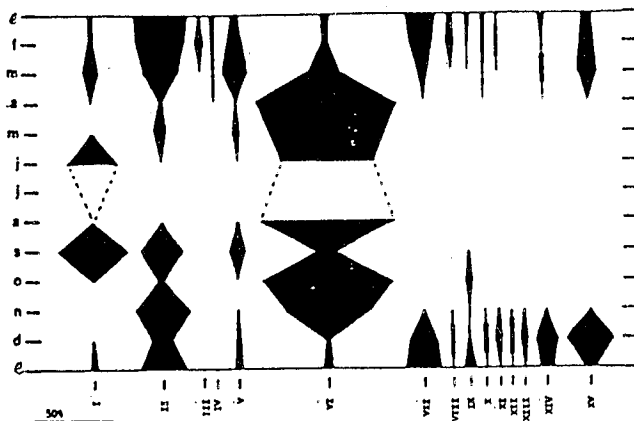


Fig. 1. Dinámica de los 15 grupos de ecomorfos de *S. opoliensis*.

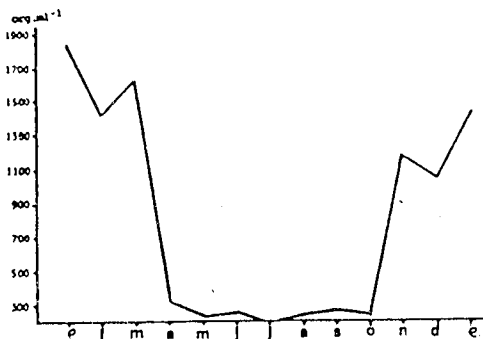


Fig. 2. Variabilidad estacional de *S. opoliensis* en el río Luján.

Bibliografía

- DEL GIORGIO, P., VINOCUR, A.L., LOMBARDO, R. and G. TELL (Ms.). Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river. A multivariate approach. *Hydrob.*, en prensa.
- KOMAREK, J. and B. FOTT, 1983. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Chlorococcales. In: Hüber-Pestalozzi, G. (ed.): *Das Phytoplankton des Süßw.*, 7 Teil. Stuttgart.
- TELL, G. and A.L. VINOCUR (Ms.). Taxonomy, morphological variability, and ecology in *Scenedesmus opoliensis* Richt. (Chlorococcales). *Crypt. Bot.*, en prensa.

FITOPLANCTON DEL EMBALSE PASO DE LAS PIEDRAS: CAMBIOS EN LA COMPOSICION FLORISTICA EN EL PERIODO 1982-1989, SUS RELACIONES CON FACTORES FISICOS Y QUIMICOS.

J.M. Guerrero, C. Intartaglia y S.E. Sala, División Ficología, Fac. de Ciencias Naturales y Museo, Paseo del Bosque s/n. 1900 La Plata.

El Embalse Paso de las Piedras está ubicado en el Sur de la Provincia de Buenos Aires ($38^{\circ}22'S$ y $61^{\circ}12'O$) en la confluencia del Río Sauce Grande y Arroyo El Divisorio. Fue construido para abastecer de agua potable a la ciudad de Bahía Blanca. Posee una superficie de 30 km^2 a cota máxima (165 m.s.n.m.), una profundidad máxima de 24 m y media de 8,5 m. El tiempo de residencia del agua es de aproximadamente 4 años. Las fluctuaciones de nivel registradas son debidas a fenómenos meteorológicos y no a cuestiones de manejo. El lago no estratifica, sólo en dos ocasiones (verano) se observó en la zona más profunda una brusca disminución del oxígeno disuelto y la temperatura en las proximidades del fondo (Intartaglia y Sala 1989). Desde el punto de vista químico sus aguas son bicarbonatadas sódico-cálcicas y con pH alcalino (Guerrero 1989).

Debido a inconvenientes ocasionados por algas planctónicas en los sistemas de potabilización, comenzó a estudiarse la dinámica del fitoplancton a través de convenios con Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires en 1982-83 y 1988-89. Si bien la información obtenida resultó fragmentaria, especialmente en lo referido al aspecto químico del agua, la misma resultó de gran interés, no sólo por la longitud del período de tiempo abarcado sino por tratarse de la única información básica acerca de este cuerpo de agua.

En el presente estudio se compilan los resultados obtenidos hasta la fecha con el objeto de dilucidar y describir los cambios cuali-cuantitativos en la comunidad fitoplanctónica y su relación con factores ambientales.

Se analizaron muestreos mensuales en el estrato fótico de la zona más profunda del lago, frente a la toma de agua. Los parámetros físicos y químicos analizados fueron: visibilidad del disco de Secchi, pH, fosfatos, nitratos y sílice reactiva. La comunidad fitoplanctónica se estudió cuali-cuantitativamente por conteo directo con microscopio invertido y en términos de biomasa por estimación de la clorofila a total.

A lo largo del período estudiado se observaron cambios en el fitoplancton y en los parámetros químicos.

La concentración de los nutrientes analizados presentó una tendencia decreciente desde 1982-83 hasta 1988-89. Los valores promedio fueron: fosfatos de 0,14 a 0,09 mg/l, nitratos de 2,20 a 0,72 mg/l y sílice de 4,07 a 1,05 mg/l. Por otra parte el pH mostró una tendencia opuesta con valores que oscilaron entre 7,4-8,0 en el primer período y 8,5-9,0 en el segundo. Estos cambios se interpretan como consecuencia de la incorporación de sustancias orgánicas e inorgánicas resultante de la inundación del área circundante debido a que en 1982 el llenado del vaso no había concluido.

Al estudiar la comunidad fitoplanctónica se observó que no hubo cambios significativos en su diversidad específica. Sin embargo se registró un marcado aumento de la

densidad del fitoplancton, junto con importantes cambios en la composición florística. En 1982-83 los valores hallados fueron menores de 100.000 cél/ml mientras que en 1988-89 estas cifras sólo se registraron en los momentos de mínima densidad, alcanzando máximos de aproximadamente 900.000 células/ml. *Asterionella formosa*, *Melosira granulata*, *Binuclearia eriensis*, *Crucigenia quadrata*, Chlorococcal (no determinada), *Closterium aciculare* y *Microcystis pulvereae* dominaron a lo largo del período estudiado. Los cambios más conspicuos en la composición florística consistieron en la reducción en el número de las Diatomeas, determinada por la desaparición de *Asterionella formosa*, en contraposición con el aumento progresivo de Cianofíceas (representadas por *Microcystis pulvereae*) y de una Clorofícea (Chlorococcal no determinada). El reemplazo de Diatomeas por Cianofíceas es atribuible a la reducción de los tenores de sílice y fosfatos. Durante el último período las Diatomeas estuvieron representadas principalmente por *Cyclotella meneghiniana* y *Cyclotephanos* sp., ambas con bajos requerimientos de sílice (Tilman *et al* 1982). Por otra parte la proliferación de especies de *Microcystis* de células pequeñas guarda relación con la disminución en las concentraciones de fosfatos (Willén 1987). Del análisis de pigmentos fotosintéticos se desprende que el aumento en el número de células no guardó relación con un aumento en la biomasa ya que las especies dominantes en el primer período, colonias con pocas células de gran tamaño, fueron reemplazadas por formas coloniales compuestas por numerosas células pequeñas. Una estimación de la biomasa en términos de biovolumen permitirá un mejor análisis de la relación de la biomasa y densidad fitoplanctónica.

Bibliografía

- GUERRERO' J.M., 1989. Incidencia del fitoplancton y de los factores que lo condicionan en la calidad del agua del Embalse Paso de las Piedras. Informe inédito C.I.C. Prov. de Buenos Aires, 44 pp.
- INTARTAGLIA, C. & S.E. SALA, 1989. Variación estacional del fitoplancton en un lago no estratificado: Embalse Paso de las Piedras, Argentina. Rev. Brasil. Biol. 49 (4): 873-882.
- TILMAN, D., KILHAM, S.S. & P. KILHAM, 1982. Phytoplankton Community Ecology: The Role of limiting Nutrients. Ann. Rev. Ecol. Syst. 13: 349-72.
- WILLEN, E., 1987. Phytoplankton and Reversed Eutrophication in Lake Mallaren Central Sweden, 1965-1983. Br. phycol. J.22: 193-208.

FITOPLANCTON DEL RIO URUGUAY Y ALGUNOS TRIBUTARIOS EN EL AREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO GARABI

N. Meichtry de Zaburlín y E. Permingeat, Fac. de Cs. Ex., Quím. y Nat. UNaM.
Rivadavia 588. 3300, Posadas. Misiones. Argentina.

El objetivo de este trabajo es determinar las principales características del fitoplancton y su relación con factores ambientales.

El área de estudio abarca un tramo del río Alto Uruguay (unos 220 km.) comprendido entre las localidades de Panambí (Misiones) y Santo Tomé (Corrientes). Desde el punto de vista fitogeográfico está incluida dentro de la región Neotropical, Dominio Amazónico, Provincia Paranaense (Cabrera, 1971).

Los resultados se lograron en base a determinaciones cuali-cuantitativas de muestras de fitoplancton, obtenidas en tres estaciones del cauce principal y cuatro afluentes en el período julio de 1988 a abril de 1989. Se analizaron: riqueza específica, estructura, abundancia numérica (Utermöhl, 1958), frecuencia relativa, diversidad específica (Shannon y Weaver, 1963), afinidad cualitativa de Jaccard (en Legendre y Legendre, 1979).

Los antecedentes sobre el fitoplancton en este tramo del río Uruguay son escasos, comprende los estudios efectuados por O.S.N. (Onna, 1978) y los realizados por el consorcio Hidroservice-Hidrened.

El fitoplancton estuvo representado por 208 taxones, siendo las Chlorophyceae (82) y las Bacillariophyceae (56) las Clases más ricas en especies. El 86% de las entidades registradas son de aparición esporádica, presentes en menos de un 30% de los inventarios.

Las especies más importantes por su constancia y abundancia fueron: *Melosira varians*, *M. granulata*, *M.g. var. angustissima*, y *Melosira sp.*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia sp. 1* y *Synedra ulna*.

La concentración celular varió entre 28 y 616 cél./ml y con dos valores excepcionales en el río Piratini (1.610 y 13.532 cél./ml). La diversidad específica basada sobre el número de células, estuvo comprendido entre 1,9 y 5,3 bits/cél. (\bar{x} = 3,8 y CV = 19%).

La Clase dominante en la mayoría de las estaciones fue Bacillariophyceae (\bar{x} = 60% y CV = 37%) y la subdominancia correspondió alternativamente a Chlorophyceae y Cryptophyceae. Las demás Clases componentes se hallaron en general en bajos porcentajes.

La mayor concentración algal se observó en momentos de estiaje, con valores altos de transparencia, menor velocidad de la corriente, concentración de sólidos suspendidos y turbidez. No hay evidencias de que los nutrientes limiten la producción, debido a que se encuentran en exceso respecto a los requerimientos necesarios para sustentar la densidad actual del río. El fitoplancton en el tramo considerado, estaría fuertemente condicionado por la baja transparencia y las variaciones de caudal.

La aplicación del índice de Jaccard entre cada par de inventarios en base a las algas planctónicas, revela una baja similitud entre las estaciones, aunque se observa una mayor afinidad entre las muestras del cauce principal.

Bibliografía

- CABRERA, A., 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Bol. Soc. Argent. Bot. 14(1-2): 1-42.
- LEGENDRE, L. y P. LEGENDRE' 1979. Ecologie Numérique. 2. La structure des données écologiques. Masson, París. 253 p.
- ONNA, A., 1978. Estudios fitoplanctónicos en el río Uruguay y sus relaciones con la calidad de las aguas. EOSN. 191-203.
- SHANNON, C.E. y W. WEAVER, 1963. The Mathematical Theory of Communication. Univ. Illinois Press, Urbana, 177 p.
- UTERMOHL, H., 1958. Zur vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton methodik. Mitt. Int. Ver. Limnol. 9:1-38.

**FITOPLANCTON DE AMBIENTES INUNDABLES EN ISLAS DEL
RIO PARANA (ARGENTINA): ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE
AREAS LIBRES Y VEGETADAS.**

Y. Z. de Domitrovic. Centro de Ecología Aplicada del Litoral.
C.C. 291 (3400) Corrientes.

El fitoplancton de ambientes inundables es aún poco conocido (Bonetto, 1976; García, 1979 y 1980).

Con el objeto de contribuir al conocimiento de la estructura de esta comunidad se estudiaron 3 ambientes con diferentes bioformas vegetales, en islas del río Paraná. En ellos se analiza la composición y abundancia de las algas, comparando áreas libres y vegetales en períodos de aguas altas y bajas, entre diciembre/81 y febrero/83. Los recuentos fueron realizados por el método de Utermöhl (1958).

En aguas bajas, en todos los ambientes, la densidad fue más elevada que en aguas altas, principalmente en zonas vegetadas. Los taxones dominantes fueron *Trachelomonas volvocina* y *Cryptomonas* spp. en el bañado, y *Rhopalodia gibba* y *Synedra* spp. en las zonas vegetadas de las lagunas. En las áreas libres, donde la diversidad fue ligeramente superior a las vegetadas, se observaron especies comunes a ésta, pero las dominantes fueron diferentes.

En aguas altas la composición del fitoplancton en todos los ambientes fue similar a la del río predominando Bacillariophyceae (*Melosira granulata*) y Chlorophyceae (Chlorococcales).

En general, no se registraron diferencias significativas de densidad y diversidad entre áreas libres y vegetadas y entre aguas altas y bajas. En esta última situación se observaron diferencias de densidad sólo en algunos grupos (señalados en la tabla).

Las especies ticoplanctónicas, derivadas del perí y/o metafiton ofrecieron una contribución más importante a la densidad total, que las planctónicas propiamente dichas.

Valores promedios (\bar{x}) de densidad (ind/ml)

ANÁLISIS E. JOLANDIS	PERIODOS	ESTAC. DE MUESTREO	CYANOPHYCEAE	CELLOPHYTEAE	BACILLARI- PHYCEAE	EUCLEOPHY- CEAE	CHRYZOPHY- CEAE	CHRYSIOPHYCEAE	DIMORPHYCEAE	XANTOPHY- CEAE	Densidad tot. (ind/ml)	Diversidad (bits/ind)
BARADO CHOUI (<i>Panicum RHM- mosum</i>)	Agua bajas	V	0	16	21	2649**	409	9	32	0	3137	2,3
	Agua Altas	V	0	35	252	28**	35	0	1	0	357	3,5
LAGUNA ILANTA (<i>Eichhornia aurea</i> y <i>Salvinia</i> sp.)	Agua bajas	L	6	163	49	188	158	41	0	4	609	3,7
		V	21	136*	498	110	55	39	4	1	864	3,6
	Agua Altas	L	0	9	13	7	28	1	0	0	58	2,5
		V	0	8*	114	62	76	0	0	0	260	2,4
LAGUNA PERDIDA (<i>Polygonum acuminatum</i>)	Agua bajas	L	4	48	36	12	26	18	4	0	149	3
		V	0	45	123	102**	145	8	0	0	426	2,9
	Agua altas	L	2	37	24	2	11	0	0	0	76	2,2
		V	6	32	55	4**	12	4	0	0	114	2,4

Referencias: L = áreas no vegetadas, V = áreas vegetadas * (p < 0,01) ** (p < 0,001)

Bibliografía

- BONETTO, A. 1976. INCYTH-PNUD-ONU. 202 pág.
 GARCIA, M.O., 1979. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit., 10: 73-84.
 GARCIA, M.O., 1980. Ecología, 4: 127-140.
 UTERMÖHL, H., 1958. Mitt. Int. Ver. Limnol., 9:1-38.

**FITOPLANCTON DE LAGUNAS DEL SUR DE CORDOBA.
ANALISIS COMPARATIVO DE DOS SISTEMAS HIDROGRAFICOS.**

A. L. Martínez de Fabricius; E. N. Gari y M. E. Luque. Dpto. Cs. Naturales
Fac. Cs. Ex. F.Q. y Naturales. U.N.R.C. 5800, Río Cuarto.

Introducción. El sur de la provincia de Córdoba presenta una serie de sistemas leníticos constituidos por bañados, esteros y lagunas. El origen de estos cuerpos de agua lo constituyen arroyos y ríos de origen serrano, precipitaciones y en algunos casos surgentes de las napas freáticas.

En el presente trabajo se analiza el componente ficológico de los ambientes leníticos de dos sistemas hidrográficos del sur de Córdoba, Saladillo y Chucul, así como también su caracterización tipológica.

El sistema del Saladillo comprende aproximadamente 20 lagunas que alternan con grandes extensiones de bañados, totorales y juncales. En épocas de sequías los esteros y bañados desaparecen, pero las lagunas, en su mayoría permanecen todo el año. Se extienden a lo largo de aproximadamente 40 km, en cercanías de las localidades de La Carlota y Canals, en los Departamentos Juárez Celman y Unión, respectivamente.

El sistema del Chucul presenta una serie de lagunas cercanas a la localidad de Ucacha, Dpto. Juárez Celman. Las mismas están alimentadas, principalmente, por el arroyo Chucul. La más importante de ellas es La Felipa con una superficie de alrededor de 800 Ha.

Material y métodos. Se realizó un relevamiento florístico en 2 sistemas hidrográficos del sur de la provincia de Córdoba (Saladillo: laguna (A), Lagunita (B) y Bañado de Helvecia (C) y Chucul: laguna Pagliero (E) y La Felipa (D)) durante las estaciones primavera verano de los años 1983, 1984 y 1985. Se establecieron dos ambientes, uno lagunar y otro de bañado, fijándose en cada uno dos estaciones de muestreo (aguas libres y vegetadas).

Se obtuvieron un total de 39 muestras planctónicas recolectadas con red de 30 μ m, registrándose además pH, t°C y transparencia con disco de Secchi.

Se determinaron asociaciones según Margalef (1983) y se graficó el componente algal en los sistemas estudiados.

La comparación entre los ambientes se realizó mediante el índice de similitud de Sorensen (1948) y los valores obtenidos se agruparon por el método de los pares no ponderados (UPGMA) y se desarrolló el dendrograma correspondiente.

Mediante el índice de Pantle y Buck (1955) se determinó el grado de saprobiedad y, previa clasificación de las especies, por su valor indicativo, se determinó el grado de halobiedad (Luchini y Verona, 1972; Descy, 1980).

Resultados y conclusiones. Se registraron 135 taxa: 66 Bacillariophyceae, 37 Chlorophyceae, 24 Cyanophyceae y 1 Xanthophyceae. El número total de especies osciló entre 22 especies en la Lagunita y 69 en los bañados de Helvecia, ambos del sistema hidrográfico del Saladillo. La distribución del componente algal presente en los distintos ambientes se observa en la fig. 1.

Según la composición estructural de los ambientes considerados, bañados y la-

gunas, es posible definir asociaciones que caracterizan los sistemas hidrográficos en estudio. Aunque la lista de especies propuesta por Margalef (1983) en su tipología no presenta estrictamente una correspondencia unívoca con nuestros inventarios, sí la tienen las especies predominantes de cada ambiente. En las lagunas y bañados de Helvecia, del sistema del Saladillo, con frecuencia especies típicas del *Enteromorpha-Synedretum* y para el Chucul las correspondientes a la asociación *Oscillatoria-Euglenetum*, las que se mantuvieron a lo largo de todo el período muestreado.

La similitud entre los ambientes es baja, $x = 0,37 \ 0,08$, lo que nos sugiere una distribución localizada para cada sistema. El valor mínimo de similitud fue de 0,27, punto en el cual la Lagunita se disocia del resto; éste ambiente presenta el menor número de taxa, aunque mantiene las especies típicas de la asociación que caracteriza al sistema hidrográfico al cual pertenece (Fig. 2)

Con respecto a los factores abióticos, en ambos sistemas, se registró un elevado pH, entre 8 y 9 y una transparencia de 20 a 25 cm. Los índices de saprobieidad oscilaron entre 2,15 y 2,67.

Dentro del marco conceptual de saprobios y halobios ubicaríamos a estas lagunas en la zona de la betamesosaprobieidad y dentro de la serie halina al sistema Saladillo como mesopolihalino y al sistema del Chucul en la serie oligohalina.

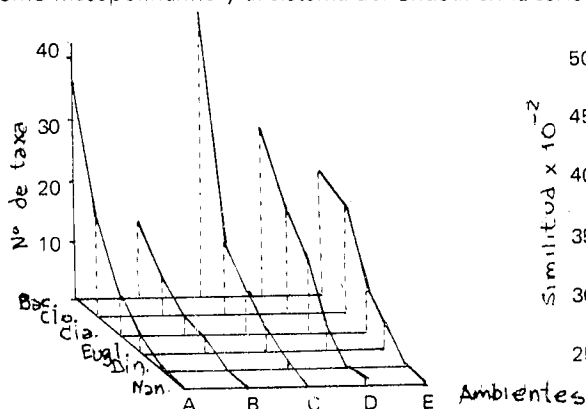


Fig. 1: Distribución algal

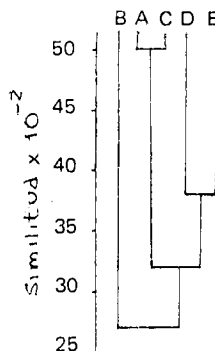


Fig. 2 Similitud

Bibliografía

- DESCY, J.P., 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. En P. Pesson, Ed.: 169-194.
- LUCHINI, L. y C. VERONA, 1970. Catálogo de las diatomeas argentinas. I. Diatomeas de aguas continentales. Monografía 2. (CIC, Prov. B.A.): 1-304.
- MARGALEF, R., 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- PANTLE, R. y H. BUCK, 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas. und wasserfach, 96: 604.
- SORENSEN, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of species content. K. Danske Videnskabselsk 5: 1-34.

FLORACION DE *AULACOSEIRA GRANULATA* (EHR.) SIMONSEN (BACILLARIOPHYCEAE) EN EL CURSO INFERIOR DEL RIO CHUBUT

V. Sastre, N. Santinelli y M. E. Sendín. Facultad de Ciencias Naturales.
U.N.P. Belgrano 504. 9100 Trelew.

Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen = *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs, diatomea planctónica común en ambientes límnicos de zonas templadas, ha sido citada como obturadora de filtros en abastecimientos de agua potable (Palmer, 1962).

En los meses de verano 1986/87 y 1987/88 las plantas potabilizadoras de agua de Trelew y Puerto Madryn, sufrieron dificultades operativas en el sistema de filtración del agua, traducidas en un acortamiento de las carreras de sus filtros de arena. Analizadas las muestras de agua cruda y decantada, se comprobó que la obturación de los filtros era provocada por grandes concentraciones de diatomeas, principalmente de *A. granulata*.

Los objetivos de este estudio fueron: 1) determinar las variaciones cuantitativas del fitoplancton, en particular de *A. granulata*, 2) analizar su distribución espacial en el curso inferior del río Chubut y 3) relacionar la distribución temporal de *A. granulata* con los factores abióticos relevados (temperatura, pH, turbidez y caudal del río).

Desde noviembre de 1987 hasta octubre de 1988, se analizaron muestras provenientes de la toma de agua de las plantas potabilizadoras en el río Chubut (Estación Trelew), con frecuencia semanal en época de floración o quincenal cuando la situación era normal.

Se realizó también durante la floración estival un muestreo desde el embalse Florentino Ameghino hasta Trelew.

Los análisis cuantitativos se realizaron según el método de la alícuota tomada con micropipeta automática usando microscopio estándar (Semina, 1978).

Los datos físicos y químicos del agua correspondientes a los días de muestreo fueron suministrados por el laboratorio de la planta potabilizadora de Puerto Madryn, con excepción del caudal del río que fue aportado por Agua y Energía Eléctrica.

Para identificar los factores que más influyen sobre la variabilidad de *A. granulata* en época de floración estival, se utilizó el procedimiento de regresión múltiple por etapas.

A. granulata estuvo presente durante todo el año y en la totalidad de las estaciones muestreadas. Se manifestó en forma de floración en verano constituyendo el 90,5% del total del fitoplancton. Para esta época del año, la temperatura media en el río Chubut, fue de 19°C. Patrick (1977) afirma que esta especie tiene su mejor desarrollo en aguas cálidas.

La ecuación mínimo cuadrática, cuyo R² es del 92%, hallada mediante el análisis de regresión efectuado es:

$$\ln(N^{\circ}\text{Cel./l}) = -7,2385 - 0,0599 \text{ Caudal} + 0,15294 \text{ Turbidez} + \\ + 0,19468 \text{ Temperatura} + 1,96599 \text{ pH}$$

Los cuatro factores introducidos contribuyen significativamente a la variabilidad del número de células. Sin embargo, el que más influye es la turbidez, observándose

un mejor desarrollo con valores altos de la misma. En el río Limay el mayor número de *A. granulata* ocurre con la menor visibilidad en las aguas (Luchini, 1981). Reynolds (1984) sugiere que ella es menos sensible a la ventaja competitiva y un consecuente crecimiento de esta especie bajo estas condiciones. El segundo factor en orden de importancia lo constituye el caudal, registrándose una relación inversa con el número de *A. granulata*.

En cuanto a la distribución espacial del fitoplancton en diciembre de 1987, se observa una tendencia al aumento de la densidad, aguas abajo del embalse.

Bibliografía

- LUCHINI, L., 1981. Estudios ecológicos en la cuenca del río Limay (Argentina).
Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, Nº 12: 44-58.
- PALMER, M., 1962. Algas en abastecimientos de agua. Ed. Interamericana S.A.,
84 p.
- PATRICK, R., 1977. Ecology of freshwater diatoms and diatoms communities.
In: (D. Werner, Ed.) The biology of diatoms Botanical Monographs; Vol. 13 (10).
Blackwell Sc. Pub. Oxford.
- REYNOLDS, C., 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge
University Press, Cambridge, 384 p.
- SEMINA, H., 1978. Using the standard microscope. Treatment of an aliquot sample.
In: (A. Sournia, Ed.) Phytoplankton Manual Monographs on Oceanographic
Methodology 7. UNESCO. Paris.

FITOPLANCTON Y FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS DEL CURSO INFERIOR DEL RÍO CHUBUT

M.E. Ivanissevich, S.H. Otaño, G. Ayestarán, M.F. Pángaro, R. Reinoso, S. Rivera, N. Santinelli y V. Sastre. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales - Belgrano 504, Piso 1, 9100 Trelew - Chubut

Se analizaron los factores físico-químicos y la composición de la comunidad fitoplanctónica en el curso inferior del río Chubut durante el período abril de 1990 - febrero de 1991 a lo largo de doce estaciones de estudio con un total de siete campañas de muestreo.

Las muestras de agua para los análisis físico-químicos fueron tomadas en superficie. Las muestras para las determinaciones de oxígeno disuelto y clorofila fueron fijadas in situ.

Los parámetros analizados fueron los siguientes: turbiedad, temperatura (in situ), pH, residuo conductimétrico, alcalinidad (carbonatos, bicarbonatos y total), dureza total, cloruros, sulfatos, nitritos, nitratos, amonio, hierro total, calcio, manganeso, silicatos, fosfatos, clorofila, oxígeno disuelto.

El material fitoplanctónico para el análisis cualitativo se obtuvo con red de plancton de 25 μm de abertura de malla y fijado con formol neutralizado al 40%, mientras que el análisis cuantitativo se realizó sobre muestras concentradas de un volumen inicial de 5 litros y fijadas con solución de Lugol. Los recuentos se efectuaron con cámara Sedgwick-Rafter (Guillard, 1978; Venrick, 1978). La comunidad fitoplanctónica tuvo una abundancia que varió entre $1,59 \times 10^6$ cél/l y $0,5 \times 10^6$ cél/l.

Los valores de los parámetros medidos mostraron apreciables variaciones. La turbiedad varió entre 110,1 y 17,1; la alcalinidad total entre 89,5 y 126,1; los cloruros entre 38,2 y 13,4; los sulfatos entre 70,2 y 11,9; los nitratos sobre 3,4 y 0,6; el calcio entre 26,3 y 17,2; el magnesio entre 9,8 y 4,6; los silicatos entre 12,8 y 5,1; los fosfatos entre 4,8 y 2,3 y el OD entre 11,4 y 8,6 (todos medidos en mg/l, excepto la turbiedad en UNT). La concentración de clorofila total varió entre 10,9 y 4,5 $\mu\text{g/l}$.

Las medias de cloruros (22,4), sulfatos (26,0), nitratos (2,2) y calcio (22,8) sobrepasan a los valores estimados como característicos de la composición química de los ríos del mundo (Cole, 1983).

Con el fin de encontrar la posible relación entre las variables físico-químicas consideradas como más significativas en el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, se realizó un análisis de regresión múltiple entre la densidad de la comunidad fitoplanctónica y las concentraciones de nitrato, silicato y fosfato, para el cual fue seleccionada la campaña del mes de abril de 1990, ya que en ella se presenta la mayor concentración de *Aulacosira granulata* (80-90%) diatomea responsable de la obturación de los filtros de las plantas potabilizadoras de la zona. Dicho análisis permitió hallar la relación entre el número de cél/l y las tres variables mencionadas:

$$y = 0,769855 + 0,160269x_1 + 0,015636x_2 - 0,191875x_3$$

y = número de cél/l; x_1 = concentración de nitrato; x_2 = concentración de silicato y x_3 = concentración de fosfato.

El valor de R^2 obtenido fue de 0,328, que si bien es un valor bajo, un análisis de varianza permitió obtener un nivel de significación del 89% ($p = 0,1094$). Las

concentraciones de nitrato influyeron más sobre la floración de fitoplancton que la concentración de silicato, debido que éste se halla en abundancia en el medio y raramente sería un nutriente limitante. Las concentraciones de fosfato se relacionaron negativamente con la densidad de la comunidad fitoplanctónica debido a que durante el proceso de crecimiento algal se absorbe rápidamente el fosfato en solución (Margalef, 1983). De este modo el nitrato sería un nutriente limitante, observación que se ve corroborada por el índice N/P = 1,5 (Ram y Plotkin, 1983).

Con el objetivo de determinar experimentalmente las mejores condiciones para el crecimiento de *Aulacosira granulata*, se realizaron bioensayos en laboratorio utilizando dos temperaturas (9 y 22°C), y variando las concentraciones de nitrato (por adición de nitrato de sodio) y fosfato (por adición de fosfato de potasio); teniendo como testigo el agua natural del río Chubut, correspondiente a una de las estaciones del mes de abril de 1990 (mes de la mayor floración del año). Se ensayaron 4 condiciones de nutrientes: testigo con agua natural, agua natural filtrada más un inóculo de células fitoplanctónicas, agua natural + inóculo + fosfato y agua natural + inóculo + nitrato. Se obtuvo un buen desarrollo de *Aulacosira granulata* en dos de las ocho condiciones experimentadas: a 22°C con adición de fosfato y a 9°C con adición de nitrato.

Bibliografía

- COLE, G., 1983. Manual de Limnología. Ed. Hemisferio Sur, Uruguay, 406 pp.
- GUILLARD, R., 1978. Counting slides. In: Phytoplankton Manual. Ed. A. Sournia. UNESCO, Paris, pp. 182-189.
- MARGALEF, R., 1974. Ecología. Ed. Omega, Barcelona. 951 pp.
- RAM, N.M. and S. PLOTKING, 1983. Assessing aquatic productivity in the Housatonic River using the algal assay: bottle test. Water Res., Vol. 17, N 9: 1095-1106.
- VENRICK. 1978. How many cells to count? In: Phytoplankton Manual. Ed. A. Sournia. UNESCO, Paris, pp. 167-180.

CONDICIONES PARA LA FORMACION DE FLORACIONES FITOPLANCTONICAS EN EL ESTUARIO DEL RIO CHUBUT (CHUBUT, ARGENTINA).

J. Santamarina¹; V. Villafañe² & E.W. Helbling²

1. Centro de Ingeniería Oceánica, Buenos Aires, Argentina.

2. Dirección actual: A-002 Polar Research Program, Scripps Institution of Oceanography, University of California, La Jolla, CA, 92093-0202, USA.

El objetivo del presente trabajo es investigar la dinámica del estuario del Río Chubut y las condiciones que puedan dar lugar a la formación de floraciones fitoplanctónicas.

El área de estudio comprende desde la desembocadura del río Chubut hasta aproximadamente 9 km aguas arriba.

Durante 1986-1987 se han tomado muestras mensuales para el análisis de clorofila (Holm-Hansen *et al*, 1965), nutrientes (amonio, nitrato, nitrito, silicato, fosfato) (Stickland y Parsons, 1972), salinidad y composición del fitoplancton. Además se midió *in situ* conductividad, temperatura y perfiles de velocidad y se anotaron las condiciones meteorológicas del momento.

El caudal del río fue obtenido por intermedio de Agua y Energía y fue variable entre 10 y 74 m³/s y 74 m³/s (medias mensuales).

Los parámetros de estratificación (ds/So) y circulación (Us/Uf) (Hansen y Rattray 1966) fueron calculados y utilizados para clasificar el estuario. El parámetro de estratificación varió entre 0,06 y 1,55 y el de circulación entre 1,2 y 13,5 para un caudal de 10 y 74 m³/s respectivamente.

Con bajo caudal (10 m³/s) la clasificación correspondió a un estuario tipo 1a (bien-mezclado); con un caudal medio (40 m³/s) a un estuario tipo 1b (con una notable estratificación); llegando a un estuario tipo 4 (cuña-salina) con un caudal mayor de 60 m³/s.

Dada la poca profundidad del estuario (1,5 - 2 m) y a la apreciable diferencia de mareas (3,33 m y 2,28 m sicigia y cuadratura), es que existen cambios diarios notables en la circulación con marea alta, baja, subiente o bajante, distancia a la desembocadura y caudal del río.

Los nutrientes fueron altos en agua de río (régimen interno). La cantidad de silicato y fosfato descargado en el mar (régimen externo) fue similar durante 1986 y 1987 (30 x 10³ y 6 x 10² toneladas para silicato y fosfato respectivamente), sin embargo la cantidad de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) fue tres veces mayor durante 1987 (1,5 x 10³ toneladas) que durante 1986 (4 x 10² toneladas).

Los nutrientes se comportaron en forma no conservativa (comparados con la salinidad) y fueron removidos en el área de estudio con una creciente estratificación. La fracción de nutrientes removida en el estuario fue calculada usando diagramas de mezcla (Liss, 1976).

La clorofila-a (usada como estimadora de la biomasa fitoplanctónica) alcanzó altas concentraciones en altas y bajas salinidades, llegando a valores mayores de 45 µg-Chlor-a/l durante 1987, mientras que en 1986 los valores fueron bajos (Fig. 1a). Estos picos de clorofila están asociados a baja estratificación en bajas salinidades y a

una alta estratificación en salinidades altas (Fig. 1b).

Las especies fitoplanctónicas dominantes y responsables de la mayor variabilidad en los valores de clorófila-a fueron *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen en baja salinidad y *Odontella aurita* (Lyngbye) Agardh en altas salinidades.

Aparentemente fueron necesarias dos condiciones distintas para el desarrollo de esta floración en el estuario durante 1987. La primera condición fue un mayor aporte de nitrógeno en forma de nitrato durante 1987. La segunda condición se refiere a la estratificación. El fitoplancton del río y en especial *A. granulata*, se vieron beneficiados con condiciones de baja estratificación (mezcla). Estas condiciones permitieron a *A. granulata* (que tiene gran velocidad de caída comparada con otras especies presentes en el estuario) permanecer resuspendida en la columna de agua y aprovechar las nutrientes disponibles. Por otro lado *O. aurita* parece obtener ventajas en condiciones de alta estratificación (sólo alcanzada durante 1987) lo que le permitirá estar en un ambiente más estable y con una mayor irradiación.

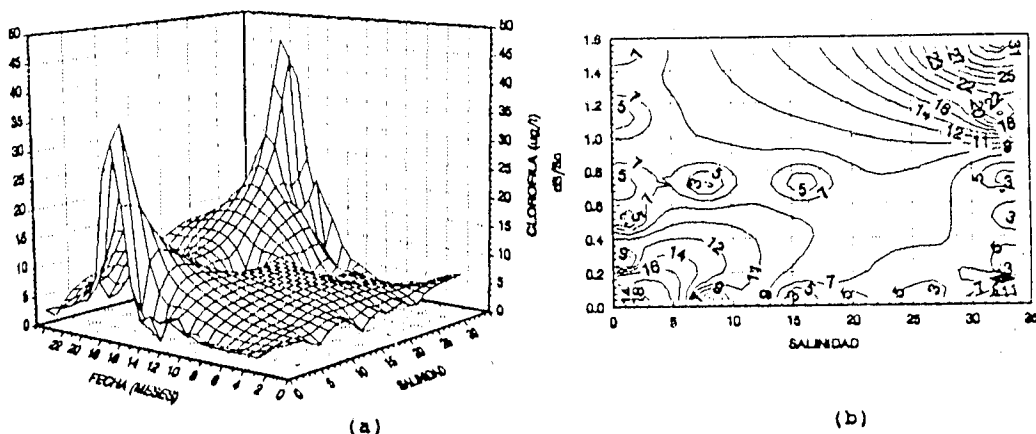


Figura 1: a) Variación de clorofila-a en función de la salinidad y el tiempo (meses), desde enero 1986 hasta diciembre 1987. b) Variación de Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{l}$) en función de la salinidad y la estratificación. Nótese la presencia de altos valores con salinidades altas -alta estratificación y con salinidades bajas -baja estratificación.

Referencias

- HANSEN, D.V. & M. RATTRAY, 1966. *Limn. & Ocean.*, 11 (3): 319-326.
 HOLM-HANSEN, O.; LORENZEN, C.J.; HOLMES, R.W. & J.D.H. STRICKLAND, 1965. *Jour. Con. Exp. Mer.*, 30 (1): 3-15.
 LISS, P.S. 1976. In: *Estuarine Chemistry*, (Burton, J.D. & Liss, P.S. eds.). Academic Press.
 STRICKLAND, J.D.H. & T.R. PARSON, 1972. *Fish. Res. Board. Can. Bull.* 167, 310 p.

BACILLARIOPHYCEAE DEL SISTEMA DEL RIO LIMAY (R. ARGENTINA)

J. M. Guerrero¹; R.O. Echenique² y S. A. Guarrera³.

División Ficología, Fac. Cs. Nat. y Museo (UNLP), Paseo del Bosque s/n,
1900 La Plata, Argentina. 1. Ayudante Diplomado Div. Ficología, UNLP;

2. Invest. Asistente, CIC; 3. Invest. Principal, CONICET.

El presente trabajo forma parte de una serie que constituye el estudio de la flora algal del Sistema del Río Limay. Las características ambientales del área de estudio, han sido publicadas en Guarrera *et al* (1987).

El material estudiado procede de muestras tomadas mensualmente (Período 11/80 6/82), empleando red de plancton de 30 μm de poro.

Para la determinación de las diferentes taxa, se consultó entre otros los siguientes autores: Hustedt (1930); Krammer y Lange-Bertalot (1980) y Patrick y Reimer (1975).

En esta contribución preliminar a la flora diatomológica del área, se incluyen 74 taxa pertenecientes a los siguientes géneros, clasificados según Simonsen (1979):

Orden PENNALES

Familia DIATOMACEAE

Asterionella Hass.; *Centronella* Voigt; *Diatoma* Bory; *Fragilaria* Lyngb.; *Hannaea* Patrick; *Meridion* Ag.; *Synedra* Ehr.

Familia ACHNANTHACEAE

Achnanthes Bory; *Cocconeis* Ehr.

Familia NAVICULACEAE

Amphiprora Ehr.; *Amphora* Ehr.; *Cymbella* Ag.; *Diploneis* Ehr.; *Gomphoneis* Cl.; *Gomphonema* Ehr.; *Gyrosigma* Hass.; *Navicula* Bory; *Pinnularia* Ehr.; *Rhoicosphaeria* Grun.; *Stauroneis* Ehr.

Familia EPITHEMIACEAE

Epithemia Bréb.; *Rhopalodia* O. Müll.

Familia NITZSCHIACEAE

Hantzschia Grun.; *Nitzschia* Hass.

Familia SURIRELLACEAE

Cymatopleura W. Sm.; *Surirella* Turp.,

Orden CENTRALES

Familia THALASSIOSIRACEAE

Aulacoseira Thw.; *Cyclotella* Kütz.; *Stephanodiscus* Ehr.

Familia MELOSTRACEAE

Melosira Ag.

Familia RHIZOSOLENIACEAE

Rhizosolenia Ehr. emend Bright.

Como corolario de este trabajo, se destaca que el género *Gomphoneis*, las especies: *Cymbella mesiana* Choln.; *C. aff. elginensis* Krammer; *Gomphonema clavatum* Ehr.; *G. minutum* (Ag.) Ag.; *Gomphoneis herculeana* (Ehr.) Cl.; *Navicula decussis* Ostrup; *Pinnularia interrupta* W. Sm. y las variedades *Fragilaria construens* var. *pumila* Grun.; *Cymbella hauckii* var. *chilensis* Rivera; *Diploneis smithii* var. *dilatata* (M. Perag.) Boyer; *Gomphonema olivaceum* var. *minutissimum* Hust. y *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* Grun., constituyen nuevas citas para el país.

Bibliografía

- GUARRERA, S.A.; CASCO, M.A.; ECHENIQUE, R.O. & H.A. LABOLLITA. 1987. Las algas del Sistema del Río Limay (R. Argentina). I- *Cyanophyta: Chroococcales* y *Chamaesiphonales*. Rev. Mus. La Plata XIV (96): 163-189.
- HUSTEDT, F., 1930. Bacillariophyta (Diatomeas). In Pascher, A., Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas 10:466 pp.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1986. Bacillariophyceae. I: Naviculaceae. In Pascher, A. Süßwasser- Flora von Mitteleuropas Bd. 2/1:876 pp.
- PATRICK, R. & CH. W. REIMER, 1966. The diatom of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Monogr. Acad. Nat. Sc. Phil. 13(1): 688 pp. y (2):213 pp.
- SIMONSEN, R., 1979. The diatom system: Ideas and Phylogeny. Bacillaria 2:9-72.

NUEVAS CITAS FICOLÓGICAS PARA ARGENTINA

S.A. Guarrera¹ y R.O. Echenique², Div. Ficología, Fac. Cs. Nat. y Museo (UNLP),
Paseo del Bosque s/n, 1900 La Plata, R. Argentina.

1. Investigador Principal (CONICET), 2. Investigador Asistente (CIC).

En el presente trabajo se dan a conocer 21 nuevos taxa para Argentina pertenecientes a los grupos *Cyanophyta* y *Chlorophyta*, y forma parte de la flora denominada "Las Algas del Sistema del Río Limay (R. Argentina)".

El material estudiado proviene de muestras mensuales obtenidas desde el 11/80 hasta el 6/82, en la cuenca del Río Limay. Las muestras planctónicas fueron extraídas con red de plancton de 30 μm de poro o con botella del tipo Van Dorn, en tanto que el material proveniente de comunidades adnadas, se obtuvo por raspaje del sustrato. Las características ambientales figuran en Guarrera *et al* (1937). La clasificación se realizó según Bourrelly (1970, 1972), excepto para las *Chlorococcales* y las *Desmidiáles*, en que se siguió a Komarek y Fott (1983) y Förster (1982) respectivamente.

Las nuevas citas son las siguientes:

División CYANOPHYTA

Slijonema informe Kütz.

Dichothrix gypsophila (Kütz.) Born. y Flah.

Calothrix breviarticulata W. y G.S. West

Scytonema crustaceum Ag.

Scytonema myochrous (Dillw.) Ag.

Anabaena torulosa (Carm.) Lagerh.

Hydrocoleus turfusus Woron.

Lyngbya aestuarii var. *arbustiva* BrUhl. y Bismas

Lyngbya mucicola Lemm.

Oscillatoria ornata var. *crassa* Rao

División CHLOROPHYTA

Chlamydomonas umbonata Pasch.

Tetraedron enorme (Ralfs) Hansg.

**Closteriospira lemanensis* Rev.

Kirchneriella microscopica Nyg.

**Eutetramorus globosus* Walton forma

**Eutetramorus fottii* (Hind.) Kom.

Coelastrum astroideum De Not.

Cosmarium norimbergense var. *depressum* (W. y G.S. West) Krieger y Gerloff

Staurodesmus cuspidatus var. *divergens* Nordst.

Staurodesmus jaeuliferus West

**Teilingia wallichii* (Jacobs.) Bourr.

De lo expuesto es importante destacar que en este listado los géneros *Gloeotilopsis*, *Closteriospira*, *Eutetramorus* y *Teilingia* se citan por primera vez para el país.

Bibliografía;

- BOURRELLY, P., 1970. Les Algues d'eau douce III. Ed. N. Boubée. Paris: 512 pp.;
- BOURRELLY, P., 1972. Les Algues d'eau douce I. Ed. N. Boubée. Paris: 572 pp.
- FORSTER, L., 1982. Conjugatophyceae: *Zygnematales* und *Desmidiiales* (excl. *Zygnemataceae*). Die Binnengewässer 16, 8(1): 543 pp.
- GUARRERA, S.A.; CASCO, M.A.; ECHENIQUE, R.O. y H.A. LABOLLITA, 1987. Las algas del Sistema del Río Limay (R. Argentina) 1-Cyanophyta: *Chroococcales* y *Chamaesiphonales*. Rev. Mus. La Plata XIV (96): 163-189.
- KOMAREK, J. y B. FOTT, 1983. Chlorophyceae, Chlorococcales. Die Binnengewässer XVI, 7(1): 1044 pp.

ANÁLISIS DE LA SUCESIÓN FITOPLANCTÓNICA EN UN LAGO ANDINO: UN ESTUDIO INTENSIVO DE PRIMAVERA-VERANO

C. P. Queimaliños. Centro Regional Universitario Bariloche. C.C. 1336.
8400 Bariloche, Río Negro.

En este trabajo se ha investigado en forma intensiva la sucesión fitoplanctónica de un lago andino, con el objetivo de analizar a la fracción nanoplanctónica (células menores de $20 \mu\text{m}$) en particular. Estudios realizados en el Hemisferio Norte reflejan que el nanoplancton es la fracción más importante en cuanto a su aporte en biomasa al fitoplancton total (Munawar y Munawar, 1982). Sin embargo, los antecedentes tanto sobre la sucesión anual del fitoplancton como los datos sobre el nanoplancton en la región austral cordillerana son muy escasos, pudiéndose citar la recopilación de Campos (1984) y a García de Emiliani y Schiaffino (1974).

Este estudio fue realizado en la Laguna Ezquerria, que pertenece al sistema del Nahuel Huapi. Por su escasa profundidad ($z_{\text{máx}} = 3 \text{ m}$) y por su exposición a los vientos predominantes no presenta estratificación durante los meses más cálidos, aunque en invierno es frecuente que su superficie se congele. Los muestreos fueron realizados durante un período de primavera-verano (oct. 88 - mar. 89) a intervalos de 3-4 días. La intensidad de muestreo fue elegida de acuerdo con Harris (1986) ya que esta frecuencia es la adecuada para interpretar cambios significativos en la comunidad. Las muestras fueron tomadas con una botella van Dorn a 1 y 2 m de profundidad, y luego las muestras compuestas fueron fijadas con lugol acético. En laboratorio, 250 ml de cada una de ellas fueron sedimentados en probetas adecuadas durante 10 días. El concentrado final de 5 ml fue contado bajo microscopio en cámaras delgadas de $8,5 \mu\text{l}$. La fidelidad de este método fue luego corroborado con recuentos en microscopio invertido.

Durante el período estudiado se registraron 64 taxa: 2 cianofíceas, 35 clorofíceas, 7 crisofíceas, 10 bacillariofíceas, 2 criptofíceas, 2 dinofíceas y 6 euglenofíceas. La curva de densidad total (Fig. 1, con valores máximos truncados) presentó dos fases muy marcadas. La primera se desarrolló desde principios de octubre hasta fines de enero. En la misma se observaron fluctuaciones periódicas que llamativamente tuvieron un mínimo que se mantuvo constante en $2.000 \text{ cél ml}^{-1}$ salvo a mediados de enero que descendió a 600 cél ml^{-1} ; el promedio de toda la fase es de $2.732,2 \text{ cél ml}^{-1}$. La segunda se caracterizó por un incremento sustancial de la densidad promedio ($13.760,8 \text{ cél ml}^{-1}$) debido a aumentos sucesivos en el nanoplancton y en el fitoplancton de red.

Rhodomonas lacustris Pascher & Ruttner fue la especie más importante entre los flagelados nanoplanctónicos durante todo el período estudiado, dominando en casi todas las ocasiones con más del 90% de la densidad total, a excepción de dos períodos, uno entre mediados de octubre y fines de noviembre en que predominó la crisofícea *Stichogloea doederleinii* (Schmidle) Wille, y el otro entre principios de febrero y fines de marzo en el que la diatomea *Asterionella formosa* Hassall presentó un desarrollo exponencial alcanzando un pico máximo de $54.000 \text{ cél ml}^{-1}$ (valor truncado en Fig. 1) a finales del período (98,5% de la densidad total). El análisis de la relación entre el nanoplancton y el fitoplancton de red (Fig. 2) refleja esta

situación. El nanoplancton fue dominante (70-98%) hasta el momento en que *A. formosa* se incrementó, revirtiendo dicha relación.

Fitoplancton
densidad acumulada

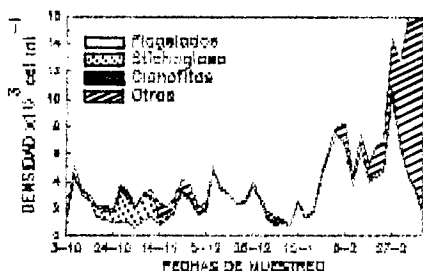


Figura 1

Relación entre nanoplancton
y fitoplancton de red

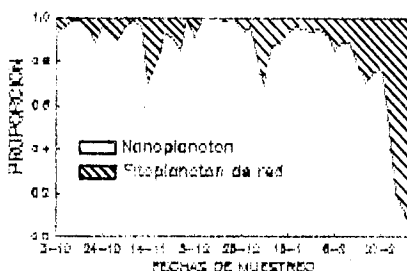


Figura 2

Bibliografía

CAMPOS, H., 1984. Limnological study of Araucanian lakes (Chile). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1319-1327.

GARCIA DE EMILIANI, M.O. y M. SCHIAFFINO, 1974. Fitoplancton del Lago Mascardi (Río Negro, Argentina). Bol. Soc. Arg. Bot. 15 (4): 411-426.

HARRIS, G.P., 1986. Phytoplankton Ecology. Structure, function and fluctuation. Chapman and Hall (eds.), Londres, 384 pp.

MUNAWAR, M. y I.F. MUNAWAR, 1982. Phycological studies in lakes Ontario, Erie, Huron, and Superior. Can. J. Bot. 60: 1837-1858.

EVOLUCION ESTACIONAL Y ESPACIAL DEL FITOPLANCTON EN EL LAGO FUTALAUFGUEN

N.H. Santinelli, S.H. Otaño y L. Pizzolon. 1. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales, Belgrano 504, Piso 2, 9100 Trelew, Chubut. 2. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales, Laboratorio de Limnología, Avenida Alvear 1021, 9200 Esquel, Chubut.

Se analizó la variación estacional y espacial de la comunidad del fitoplancton desde agosto de 1989 hasta agosto de 1990 en tres estaciones del lago Futalaufquen (42° 49'S, 71° 43'O).

Se tomaron mensualmente muestras integradas para análisis cualitativos y cuantitativos. Las primeras mediante arrastre vertical con una red de plancton de 25 μm de abertura de malla, fijadas in situ con formaldehído al 5%. Las segundas mediante extracción con manguera de una columna continua en el estrato 0-50 metros, y fijadas con solución de Lugol. El volumen muestral mínimo se determinó en 5 litros.

Los recuentos se realizaron con una cámara de recuento Palmer-Maloney. Se contaron entre 100 y 200 células de las especies más abundantes para tener una precisión relativa del 25 al 30% (Venrick, 1975).

La biomasa fue estimada siguiendo el método de Trevisan (1978), y la conversión de biovolumen a biomasa se realizó considerando la densidad celular igual a uno.

Durante el período de estudio se determinaron 69 taxa, de las cuales 28 corresponden a la Clase Bacillariophyceae, 1 Euglenophyceae, 7 Chrysophyceae, 2 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 21 Chlorophyceae, 6 Cyanophyceae, 1 Xantophyceae y Nanoflagelados menores de 10 μm .

La densidad fitoplanctónica osciló entre 137 y 9 cél/ml.

Se registraron tres picos de abundancia: el máximo en primavera, uno inferior para el verano y el de menor valor en el invierno.

Durante la primavera la Clase Bacillariophyceae es la dominante, estando representadas por formas tales como *Synedra sp.*, *Rhizosolenia eriensis*, *Asterionella formosa* y *A. gracillima*.

El pico de verano, registrado en Enero de 1990, se caracteriza por un dominio de crisofíceas, donde las especies más abundantes son las colonias de *Dinobryon divergens* y *D. ehrenbergii*.

El pico de invierno corresponde nuevamente a las diatomeas, principalmente *Synedra sp.*, *Asterionella formosa* y *A. gracillima*.

Con respecto a la biomasa se observa un valor medio de 0,08 mg/l (peso fresco) \pm 0,07. Este valor de biomasa correspondería a lagos ultraoligotróficos (Heinone, 1980).

En cuanto a la distribución espacial de las clases algales en las tres estaciones desde agosto de 1989 hasta enero de 1990, se observa en la estación III una mayor abundancia de diatomeas; en la estación I éstas reducen su número, aumentando la densidad de clorofíceas y nanoflagelados. Las euglenofíceas aparecen solamente en esta estación. El número de crisofíceas, criptofíceas y dinofíceas se mantiene más o menos constante.

Desde febrero hasta agosto de 1990 se registran valores similares de diatomeas, criptofíceas y dinofíceas, aunque el número de células de diatomeas es menor que el observado en el período anterior. En la estación I se registra una mayor abundancia de crisofíceas y nanoflagelados. La densidad de clorofíceas aumenta en la estación II. Las cianofitas están bien representadas en las estaciones I y II, pero ausentes en la estación III.

Nuestras observaciones concuerdan con la hipótesis de heterogeneidad espacial formulada por Thomasson (1963) para lagos con morfología compleja, como lo es el lago Fotalaufquen, ya que uno de sus brazos recibe aportes del río Arrayanes, por lo que la distribución de especies fitoplanctónicas generaría un patrón de distribución espacial de tipo heterogéneo.

Bibliografía

- HEINONEN, P., 1980. Quantity and Composition of Phytoplankton in Finnish Inland Waters. Publications of the Water Research Institute: Pp. 37-58.
- THOMASSON, K., 1963. Araucanian Lakes. Acta Fitogeog. Suecica. 47: 1-139.
- TREVISAN, R., 1978. Nota sull'uso dei volumi algali per la stima della biomasa. Rivista di Idrobiologia 17: 345-357.
- VENRICK, E.L., 1978. Estimating cell numbers. In: Phytoplankton manual. Ed. A. Sournia. UNESCO, Paris. Pp. 176-180.

**PICOPLANCTON AUTOTROFICO: SU DINAMICA Y PRODUCTIVIDAD
PRIMARIA EN UN LAGO OLIGOTROFICO DE LOS ANDES
(L. RIÑIHUE, VALDIVIA, CHILE)**

S. Wöfl. Instituto de Zoología, Universidad Austral de Chile, Casilla 567,
Valdivia, Chile.

En la última década, la visión de la estructura de las comunidades planctónicas en lagos y océanos ha cambiado al descubrirse una alta abundancia de pequeñas algas (\bar{D} 0,2 - 2,0 μm), denominados 'picoplancton autotrófico' (APP) (Sieburth 1978). A través de su alta tasa de crecimiento el APP parece estar contribuyendo significativamente en la biomasa planctónica y en la productividad primaria (PPR) en lagos oligotróficos (Stockner 1986). Por la falta de estudios su rol es aún incierto y el objetivo del presente trabajo es investigar por primera vez en un lago sudamericano (lago Riñihue: Valdivia, Chile: 30° S, 72°20' W) el rol del APP con respecto a su abundancia, biomasa y productividad primaria.

Se determinó la abundancia del APP en una muestra integrada, obtenida semanalmente en el epilimnion (0-25 m). Se fijó con formalina (concentración final: 20/o), tiñó con DAPI, filtró a través de un filtro de nucleopore 0,2 μm y contó el APP en un microscopio de epifluorescencia. La biomasa se calculó según el volumen promedio y datos de Bakken y Olsen (1983) (densidad celular: 1,07 g/cm³, peso seco: 300/o p.h., contenido de carbón: 500/o p.s.). Mensualmente se determinó la productividad primaria con el método del ¹⁴C en 11 profundidades (0-40 m) filtrando las muestras a través de filtros de 2,0 μm y 0,2 μm .

La abundancia y biomasa del APP fue alta en primavera y en verano (8-12,8 * 10⁴ cel/ml, 300 mg C/m²), y baja en invierno (Fig. 1). Las fluctuaciones fueron muy marcadas, especialmente a finales de verano y durante la estratificación. Estas se podrían producir principalmente por el impacto de los pastoreadores (*Daphnia ambigua*, *Diaphanosoma chilensis*, ciliados, rotíferos), cuyo rol fue de importancia estacional. Posiblemente durante el invierno, la temperatura y la circulación tuvo una influencia negativa con respecto a la abundancia del APP, que pudo superar el efecto del pastoreo. La densidad del APP varió entre 0,3 y 12,8 * 10⁴ cel/ml con un promedio de 4,3 * 10⁴ cel/ml correspondiendo a valores similares de lagos oligotróficos de Canadá (Stockner 1989). La dinámica de la biomasa fue similar a la de la abundancia, mostrando diferencias significativas entre junio y diciembre. Estas diferencias son causadas por el cambio del volumen de las células (APP), que varió entre 0,27 y 0,51 μm^3 (x : 0,39 μm^3). Este valor fue más bajo que el volumen promedio (0,6 μm^3) registrado para lagos meromíticos (Craig 1987). La productividad primaria del APP varió entre 12 mg C/m²*h en invierno y 45 mg C/m²*h en primavera (Tabla 1). Generalmente se registró una baja PPR del APP en otoño y una alta PPR en invierno y primavera (Tabla 1). Por la alta densidad de diatomeas en invierno, el APP contribuyó solamente con un 220/o de la PPR total. Pero en otoño y verano contribuyó hasta 670/o a la PPR-total, respectivamente. Según una estimación conservadora el tiempo de renovación de la biomasa del APP se calculó entre 2 y 23 horas, lo que indica una alta tasa de crecimiento al compararse con otros resultados (Weisse 1988).

Como conclusión final se aseguran que el APP juega importante papel como fuente de carbón, especialmente durante el período de estratificación en el lago Ríñihue, que ya parece ser un lago meso-oligotrófico, debido a su alta productividad primaria.

Tabla 1: Productividad primaria total y del App en lago Ríñihue 1990

Mes 1990	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
PPR TOT ($\text{mg C m}^{-2}\text{h}^{-1}$)	68	35	129	54	57	68	112	79	70	42
PPR APP ($\text{mg C m}^{-2}\text{h}^{-1}$)	35	23	29	12	13	22	45	39	41	28
o/o PPR APP	52	67	22	22	22	32	40	50	58	66

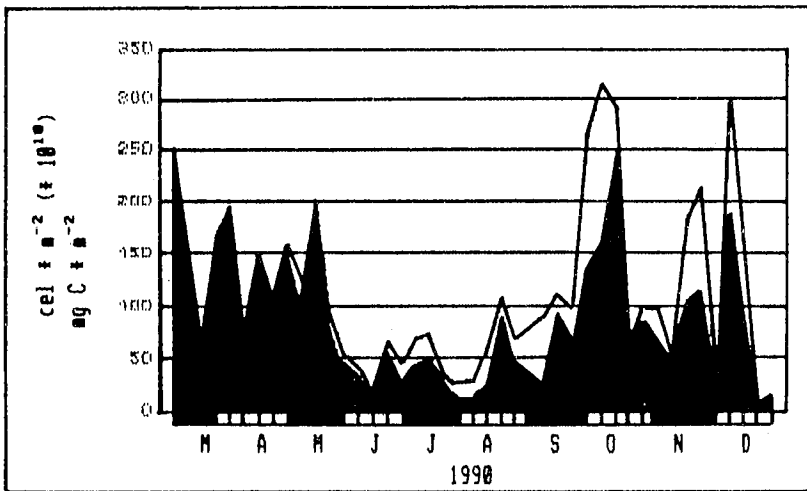


Fig. 1: Abundancia (—) y Biomasa (◼) de APP en lago Ríñihue (0-25 m) 1990

Bibliografía

BAKKEN, L.C. and P.A. OLSEN, 1983. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1188-1195.
 CRAIG, S.R., 1987. Acta Acad. Aboensis 47: 88-81.
 SIEBURTH, J., SMETACEK, V. and J. LENZ, 1978. Limnol. Oceanogr. 23: 1256-1263.
 STOCKNER, J.G., 1986. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:2472-2503.
 STOCKNER, J.G. and K.S. SHORTREED, 1989. Hydrobiologia 173: 151-166.
 WEISSE, T., 1988. Journal of Plankton Research 10: 1179-1188.

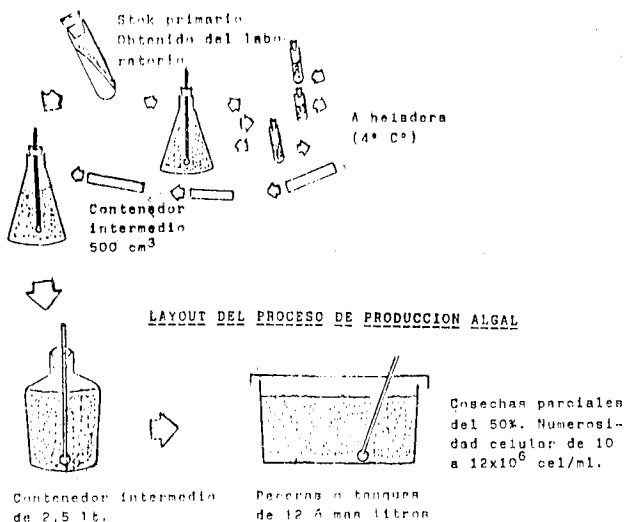
METODOLOGIA PARA EL ESTUDIO MASIVO, MANEJO y COSECHA DIARIOS DE ALGAS (*Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus acutus*)

V. Artazcos. Estac. Hidrob. Min. Asuntos Agrarios. Lastra y Juárez. Chascomús

Nuestro objetivo fue lograr una técnica que nos permitiera la cosecha diaria de algas, el manejo de dichos cultivos para su producción masiva y la determinación a través de ensayos del mejor período de cosecha. Se realizó con la finalidad de lograr alimento vivo de buena calidad nutricional en la cría de larvas de peces de agua dulce (Torretera y Tacon, 1989).

Se utilizaron cepas de *Chlorella vulgaris* N° 515D y de *Scenedesmus acutus* N° 2763a. Se ensayaron dos medios de cultivo, obteniendo mejores resultados con el Detmer modificado (Accorinti, 1960) en supervivencia, crecimiento y costos.

La metodología de manejo desde las cepas hasta el cultivo masivo se evidencia en el siguiente gráfico.



Posteriormente se realizaron ensayos para comprobar el mejor tiempo de cosecha. Los mismos se efectuaron con *Chlorella vulgaris*. A iguales condiciones se trabajó con las poblaciones celulares determinando: 1º) Crecimiento celular de las mismas (recuentos celulares cada 6 horas con cámara de Neubauer). 2º) La cosecha de los cultivos se dividió en tres grupos cada 24, 48 y 72 horas.

Los resultados en todos los casos se midieron refiriendo el tiempo e: días de cultivo, número de células y tasa instantánea de crecimiento celular = r (Odum, 1985).

Estos indicaron que las cosechas cada 24 horas fueron las mejores por excelente rendimiento: si bien la numerosidad celular es algo inferior (9 a 12x10⁶ cél/ml

/día), nuestro r diario es el mejor al igual que la duración de los cultivos.

En los otros dos casos el r no se aprovecha al máximo ya que si bien el crecimiento inicial es alto ($13,9 \times 10^6$ cél/ml/día), posteriormente se estabiliza y nuestro r baja, al igual que la duración de los cultivos que envejecen y mueren al término de los primeros 5 días de cultivo. (Accorinti, 1962, 1973).

Bibliografía

- ACCORINTI, Juan, 1960. Cultivo unialgal y masivo de "*Scenedesmus obliquus*"
Com. Mus. Arg. Cs. Nat. Bs. As. 1, N° 9. Cienc. Bot: 21-29.
- ACCORINTI, Juan, 1962. Inhibidores producidos en cultivos masivos de *Scenedesmus obliquus*. Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. Bs. As., Cienc. Bot., 1, N° 9: 21-29.
- ACCORINTI, Juan, 1973. Kohlenstoffbiologische Forschungsstation e. Dortmund. Alemania Federal. Univ. Bs. As. Fac. Cs. Exactas y Naturales. Dp. Cs. Biológicas.
- ODUM, E.P., 1985. Ecol. Interam. 3° Edic. Mex. págs. 198-202.
- TORRENTERA BLANCO, L. y A. TACON, 1989. La producc. de alimento vivo y su importancia en Acuicultura. Prog. coop. gub. F.A.O. Italia. Doc. de campo N° 12, pág: 1-40.

**ESTUDIOS FITOTOXICOLÓGICOS II. DINÁMICA DE CRECIMIENTO
DE ALGAS DEL RÍO RECONQUISTA (BS. AS.) EN PRESENCIA DE ZINC:
ENSAYOS DE PRIMAVERA.**

C.R. Loez (1), M.L. Topalián (1) y A. Salibián (1,2). 1. Laboratorio de Ecofisiología, Univ. Nac. de Luján, C.C. 221, 6700 Luján (B). 2: CIC Bs. As. y U.N.L.P.

En la proximidad de la desembocadura del río Reconquista se reconoció una comunidad fitoplanctónica que coexistía con altas concentraciones de Zn (Loez y Salibián, 1990). Se analizó en bioensayos estacionales la influencia de diferentes concentraciones de Zn y del pH sobre la estructura y dinámica del fitoplancton su superficial, usado como modelo para evaluar la relación contaminante-alga.

La muestra se extrajo de Cascallares, punto poco contaminado (Topalián y col. 1990), en la primavera 1989. Se la incubó durante 20 días en medio Detmer según Accorinti en presencia de 2,5 (pH 7-8), 10 (pH 6,7-7,8) 25 (pH 6-7,2) y 50 (pH 3-4 y 6,5-7) ppm de Zn. La temperatura fue de 20°C y el fotoperíodo 12/12 horas.

En los controles y en menor grado en los tratados con Zn la densidad algal total aumentó al final del bioensayo para finalmente declinar hasta valores similares a los del inicio. Sus picos máximos con 2,5 y 10 ppm Zn sólo alcanzaron el 50% de los controles. El valor máximo absoluto ($6,10^5$ indiv/ml) superó ligeramente el del control y correspondió a 25 ppm Zn. A 50 ppm (pH 3-4) las densidades no superaron los $5,10^4$ ind/ml, en tanto que a la misma concentración en medio tampónado el pico máximo fue 5 veces mayor.

Las *Chlorophyceae* (*Chlorella vulgaris* y *Chorycistis chodatti*) representaron más del 93% imprimiendo el patrón del total algal. Las *Bacillariophyceae* (*Nitzschia palea* y *Gomphonema parvulum*), menos del 5% del total, fueron estimuladas por las menores concentraciones de Zn y a 25 y 50 ppm resultaron deprimidas. Las *Cyanophyceae* y las *Euglenophyceae* constituyeron menos del 2%. Las primeras desaparecieron rápidamente. El crecimiento relativo de las segundas en los tratamientos fue similar al de las *Chlorophyceae*, pero los máximos se alcanzaron al comienzo.

Máximos alcanzados (% respecto del control):

ppm Zn	Chloro	Bacill	Cyano	Eugle	Total
00	100	100	100	100	100
2,5	52	216	13	55	52
10	53	178	0,07	28	54
25	111	17	0,22	107	111
50 s/t	11	5	0,37	15	11
50 c/t	45	9	0,27	49	45

s/t: sin tampón (pH 3-4); c/t: con tampón (pH 6,5-7).

Se concluye que en las condiciones de estos ensayos a) excepto las *Cyanophyceae*, se registraron especies que desarrollaron en presencia de Zn; este hallazgo podría explicar la presencia de fitoplancton en puntos muy contaminados (p. ej. Bancalari) en los cuales otros niveles tróficos desaparecen; b) la toxicidad de 50 ppm Zn fue mayor a pH bajo y c) la respuesta de las *Bacillariophyceae* puede atribuirse a la acción tóxica del metal y/o a la competencia con las *Chlorophyceae*.

Bibliografía

- LOEZ, C.R. y A. SALIBIAN, 1990. Rev. Hydrobiol. Trop. 23 (4), 283-296.
TOPALIAN, M.L., LOEZ, C.R. y A. SALIBIAN, 1990. Acta Bioq. Clín. Latinoam. 24 (2), 171-176.

Agradecimientos: al Dr. Héctor G. Tell, a la Lic. M.E. García, a los Sres. Javier Katz y Roberto Yoshihara y a la Lic. Claudia Seeligman. Se contó con apoyos económicos del CONICET y de la Univ. Nac. de Luján.

EFFECTOS DEL HERBICIDA PARAQUAT SOBRE CULTIVOS PUROS DE *SCENEDESMUS ACUTUS* 276-3a (CHLOROPHYCEAE).

Lic. M.E. Sáenz¹, J. Accorinti² y M.C. Tortorelli.¹

1. Laboratorio de Ecotoxicología, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, C.C. 221 (6700) Luján (B).
2. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA

El paraquat (1,1'-dimetil-4,4'-dicloruro de bupiridinio) es un herbicida de contacto, no selectivo, muy soluble en agua y de rápida acción a bajas concentraciones (Akhvein *et al*, 1968), ampliamente utilizado en Argentina para el control de malezas acuáticas y terrestres. La tasa de aplicación utilizada en prácticas agrícolas es de 4 l de formulado de paraquat/ha (INTA, comunicación personal) y de 0,1 a 2 ppm en el control de malezas acuáticas (Calderbank, 1972). La mayor parte de los estudios toxicológicos para determinar su efecto en ecosistemas acuáticos, se han realizado sobre peces y crustáceos, existiendo escasa información sobre la sensibilidad de las algas planctónicas a este herbicida.

Los bioensayos se realizaron siguiendo las indicaciones de la U.S.E.P.A. (1985). El inóculo se preparó a partir de un cultivo stock en fase de crecimiento exponencial, incubado en condiciones estándar. La incubación de las algas se realizó en medio Detmer conteniendo las siguientes concentraciones nominales de paraquat: 0,01, 0,05, 0,07, 0,21, 0,49, 1,35, 3,2 y 8,7 ppm. Como control se utilizaron algas incubadas en similares condiciones, en ausencia de tóxico. Cada 24 hs se determinó el número de células/ml presentes en cada concentración y en el control, calculándose el % de inhibición del crecimiento algal. A las 96 hs de exposición se determinó el contenido en clorofila "a", la tasa de crecimiento y el tiempo de generación en cada uno de los cultivos. La concentración efectiva 50 (CE50) en cada tiempo de exposición se determinó por el método de interpolación gráfica (Walsh, *et al*, 1987). Los resultados fueron sometidos a análisis estadísticos mediante ANOVA de un factor combinado con test de Tuckey con $p < 0,01$.

Se concluye que el paraquat es altamente tóxico para la especie ensayada ya que las CE50 desde las 72 hs en adelante es marcadamente inferior a los niveles de aplicación del herbicida. Se verifica una inhibición significativa del crecimiento de los cultivos expuestos al herbicida respecto de los controles a partir de 0,05 ppm hacia las concentraciones mayores, desde las 24 hs. A las 96 hs existen diferencias significativas en todas las concentraciones, incluida la más baja, en relación de los controles. Respecto de la disminución en el contenido en clorofila "a", se verifican diferencias significativas entre todas las concentraciones y los controles. Por otra parte, no parecen existir diferencias significativas respecto de este parámetro entre las concentraciones mayores (0,21 a 8,7 ppm). Se observan diferencias significativas en la tasa de crecimiento y en el tiempo de generación entre todas las concentraciones ensayadas y los controles.

Bibliografía

- AKHAVEIN, A. and D. LINSKOTT, 1968. The dipyridylum herbicides, Paraquat and Diquat. Res. Rev. 23: 97-146.
- CALDERBANK, A. 1972. Environmental considerations in the development of Diquat and Paraquat as aquatic herbicides. Outl. Agr 72:51.
- USEPA. Environmental Protection Agency. 1985. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms Method 10030. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, OH.
- WALSH, G., DEANS, C. and L. Mc LAUGHLIN, 1987. Comparison of the EC50 of algal toxicity test calculated by four methods. Environ. Toxicol. and Chem., vol. 6:767-770.

PRODUCCION DE PROTEINAS EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION

P. Domínguez¹, B. Prado², M. Hernández², M. Rivadeneira² y N. Araya¹.

1. Laboratorio Ecología, Universidad Católica de Valparaíso. C.C. 4059.

Valparaíso. Chile.

2. Universidad Técnica Federico Santa María. Sede Viña del Mar.

Las algas producidas en las lagunas de estabilización de aguas servidas pueden constituir una fuente de proteínas para animales e incluso seres humanos (Becker, 1989; Oswald, 1989). Sin embargo, su recolección puede ser onerosa habiéndose propuesto la remoción por filtración por parte de microcrustáceos planctónicos (Mohn, 1988).

El presente trabajo tiene como objetivos: 1. Evaluar la calidad alimentaria de las microalgas producidas en las lagunas de estabilización de Casablanca (Valparaíso, Chile) y de *Daphnia magna*, que puede ser utilizado como cosechador. 2. Evaluar la calidad microbiológica de la biomasa seca obtenida como potencial fuente de alimento para animales.

A extractos de microalgas y de *D. magna* se hizo un análisis proximal. Al extracto de microalgas, se determinó coliformes totales, fecales y recuento de microorganismos totales.

La especie de microalga más abundante es *Chlorococcum* sp. Los resultados del análisis proximal para esta alga y para *D. magna* se señalan en la Tabla 1.

El estado sanitario del extracto algal (Tabla 2) indica que cumple con la norma sanitaria por carecer de coliformes fecales y puede ser consumida sin riesgo de enfermedad por animales.

La laguna produce 1,2 gr/l/seg peso seco de microalgas. Como el caudal del efluente fluctúa entre 12 y 24 l/seg se podría obtener una biomasa de 30 a 60 ton/mes. La producción de *D. magna*, en condiciones de laboratorio, alimentadas con estas microalgas es de alrededor de 0,15 gr/l/mes peso seco.

Se evidencian las ventajas comparativas que presenta la remoción de microalgas.

Tabla 1

	Chorococum	D. magna
Nitrógeno	4,9 ‰	7,0 ‰
Mat. orgánica	98,9 ‰	92,7 ‰
Cenizas	1,1 ‰	0,3 ‰
Grasas	1,1 ‰	8,3 ‰
Fibra	6,7 ‰	4,0 ‰

Tabla 2

	Flóculo	Deshidratado
C. Totales	$1,7 \cdot 10^3$	90
C. Fecales	$3,3 \cdot 10^2$	0
R. Total	$1,4 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^4$

Bibliografía

- BECKER, 1989. Micro-algae for human and animal consumption. pp. 222-256. In: Micro-algal Biotechnology. M.A. Borowitzka & L.J. Borowitzka Eds. Cambridge University Press.
- MOHN, F.H., 1988. Harvesting of micro-algal biomass. pp. 395-414. In: Id.
- OSWALD, W.J., 1988. Micro algae and wastewater treatment. pp. 305-328. In: Id.

Proyecto DGI/UCV 122.706/90

**MANIFESTACION DEL CICLO DE VIDA DE UNA CEPA CHILENA
DE *Dunaliella salina* (DUNAL) TEOD. BAJO CONDICIONES DE CULTIVO.**

A. Carvajal. Laboratorio de Ecología. C.C. 4059. Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Dunaliella salina (Dunal) Téod., es un alga unicelular y móvil perteneciente a la clase Chlorophyceae y se caracteriza por sintetizar β -caroteno cuando crece en altas concentraciones de NaCl (Borowitzka y Borowitzka, 1988). Esta microalga elabora altos porcentajes de este pigmento (Borowitzka y col., 1984), lo que ha motivado cultivarla masivamente. Con el fin de optimizar estos cultivos, se han realizado estudios de aspectos fisiológicos siendo escasos los que contemplan aspectos morfológicos (Parra y col. 1990) y de ciclo de vida (Téodoresco, 1906; Lerche, 1937). Conocer las condiciones en que se generan los diferentes estadios del ciclo de vida permitiría un mejor manejo de los cultivos masivos.

El presente trabajo tiene por objetivo estudiar el ciclo de vida de *Dunaliella salina* (Dunal) Téod., en condiciones de laboratorio, mediante la inducción de sus diferentes estadios.

La cepa del alga, (CONC-001), proviene de una laguna natural hipersalina ubicada en Antofagasta, Chile (23° 30' S; 70° 35' W).

Con el fin de inducir los diferentes estadios, se confeccionó una matriz cruzada entre concentraciones de KNO₃ v/s NaCl usándose el medio Johnson modificado (J/I), (Borowitzka y Borowitzka, 1988), con 12:12 luz: oscuridad, 90 μ E/m²/seg, 29 \pm 3°C y sin aireación (Fig. 1)

Se realizó un análisis cuantitativo para cada condición experimental, a través del tiempo, con el fin de evaluar el efecto de las variables experimentales, expresado en porcentaje y abundancia absoluta (cél/ml). El tiempo experimental se prolongó hasta la fase de crecimiento estacionario.

Se manifiesta una fuerte tendencia a la formación de cistos, expresándose significativamente, (entre 60 y 98%), a partir del 12avo día y principalmente a 39 y 57 g/l de NaCl. Este fenómeno no mostró una relación clara con respecto a la concentración de KNO₃. Las mayores abundancias se expresaron a 57 g/l de NaCl (45 x 10⁴ células/ml).

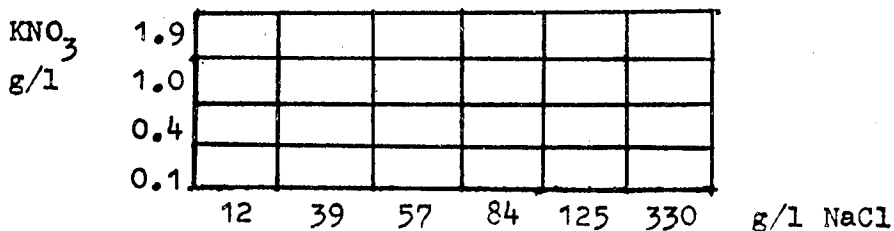


Fig. 1

Bibliografía

- BOROWITZKA, M.A. y L.J. BOROWITZKA, 1988. In: Borowitzka and Borowitzka, (eds.), *Microalgal Biotechnology*, Cambridge, pp. 27-58.
- BOROWITZKA, L.J., BOROWITZKA, M.A. y T.P. MOULTOM, 1984. The mass culture of *Dunaliella salina* for fine chemical: from laboratory to pilot plant. *Hidrobiología* 116/117: 115-134.
- LERCHE, W., 1937. Untersuchungen über Entwicklung und Fortpflanzung in der Gattung *Dunaliella*. *Arch. Protistenk.* 88: 236-268.
- PARRA, O., GONZALEZ, M., DELLAROSSA, V., CIFUENTES, A.S. y M. CONEJEROS, 1990. Caracterización biológica de una cepa chilena de *Dunaliella salina* potencialmente comerciable. *Arch. Biol. Med. Exp.* 23: 141-146.
- TEODORESCO, E.C., 1906. Observations morphologiques et biologiques sur le genre *Dunaliella*. *Revue gén. bot.* 18:353-371.

Proyectos PNUD-CHI/87/009 y FONDECYT/89/0823

*Esta publicación se terminó de imprimir en los talleres gráficos
de la Subdirección de Publicaciones e Impresos de la
Dirección de Servicios Generales del Ministerio de
Economía de la Provincia de Buenos Aires,
en la segunda quincena del mes de
octubre de 1991.*

Instituto de Limnología "Dr. RAUL A RINGUELET"

BIOLOGIA ACUATICA

ISSN 0326-1638

DIRECTOR

Hugo L. López

SECRETARIO DE REDACCION

Sergio E. Gómez

COMITE DE REDACCION

Andrés Boltovoskoy

Roberto C. Menni

Amalia M. Miquelarena

Juan A. Schnack

Los pedidos deben ser enviados a: Hugo L. López,
Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
Casilla de Correo 712, 1900 La Plata, Argentina