ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA

ACTAS DEL PRIMER CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGÍA

Barcelona, 4-7 de diciembre de 1981

EDITOR: NARCIS PRAT I FORNELLS

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
FACULTAD DE BIOLOGIA
UNIVERSIDAD DE BARCELONA

DOI: 10.23818/actas.01.fulltext

COMITÉ ORGANIZADOR DEL PRIMER CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGÍA

PRESIDENTE: Prof. Dr. Ramón Margalef U.B.

Vocales: Prof. Dr. R. Guerrero, UAB, Prof. Dr. M.R. Miracle, UV, Dr. J. Armengol, UB, Dr. D.G. Jalón, UPM, D.A. Vidal, C.H.P.O., D. A. de Sostoa, UB.

Secretariado ejecutivo:
Narcís Prat
Mª Angels Puig
Gloria González
Departamento de Ecología, Fac. Biología, U.B.

La edición de este volumen ha sido posible gracias a la ayuda económica prestada por la Universidad de Barcelona, la Excma. Diputación Provincial de Barcelona y la Dirección General del Medio Ambiente (MOPU)

INDICE

—Balance térmico anual de la laguna de La Massona (Alt Empordà, Girona), *Joan Armengol, Francisco A. Comín y Pilar López* 7

—Efectos de la contaminación en la Junquera de Alba (Pontevedra), *A.M. Elvira Palacio; C. Casado Sancho; R. Tortajada Martínez; J.I. Elorrieta Pérez de Diego* 17

—Comunidades de crustáceos de las lagunas de Tordera (Barcelona) en relación con sus características ambientales, *Francesc Sabater* 23

—Criterios básicos para la clasificación limnológica de las masas de agua continentales de pequeño volumen de España, *Miguel Alonso; Montserrat Comelles* 35

—Indicadores ecológicos de algunos ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW; España): odonatos heterópteros y coleopteros acuáticos *C. Montes y L. Ramírez-Díaz* 43

—Estimas absolutas y relativas de la densidad de poblaciones de odonatos, coleópteros y heterópteros acuáticos en ecosistemas de nivel de agua fluctuante, *C. Montes; F. Muñoz Valcárcel y L. Ramírez-Díaz* 51

—Las comunidades de entomostráceos de las lagunas de Villafáfila (Zamora), *Miguel Alonso* 61

—Descripción del ciclo anual de desarrollo del zooplancton de un lago de alta montáña mediante un análisis factorial, *L. Cruz-Pizarro; R. Morales, A. González* 69

—Introducción a un estudio limnológico del embalse de Pinilla (Madrid), *Francisco Javier Haering* 75

—Características limnológicas del embalse de Cúber (Mallorca), *Gabriel Moya y Guillermo Ramón* 83

—Diferencias morfológicas en el copepodo *Tropocyclops prasinus, Tecla Riera; Marta Estrada* 93

—Zooplancton de los embalses de Aracena y La Minilla durante 1977, *Julia Toja* 105

—Biomasa y producción de *Mixodiaptomus laciniatus* (Copepoda, calanoida) en el lago de La Caldera (Sierra Nevada, Granada), *Luis Cruz-Pizarro* 115

—El modelo de lago como técnica de interpretación forestal, *Carlos A. García* 125

—Crecimiento y actividad de las bacterias fotosintéticas del azufre en relación con gradientes físico-químicos en ecosistemas acuáticos, *Emilio Montesinos* 131

—Influencia del gradiente de luz en la fisiología de las bacterias fotosintéticas del azufre. Respuesta ultraestructural, *Isabel Esteve* 139

—Determinación de la biomasa de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en la laguna de Ciso (Banyoles Girona) *Jordi Mas* 147

—Relación entre zooplancton y bacterias en un lago eutrófico (Mendota Wisconsin, EE.UU) *Carlos Pedrós-Alió* 153

—Distribución espacio-temporal de las poblaciones de algas del arroyo de l'Avenco (Barcelona), *Sergo Sabater* 159

—Doseles de aliso y crecimiento de plantas acuáticas, *F. Bermúdez de Castro; P. Barbero; M. G. Martín* 167

—Some water mites (Acari, Parasitengona) from the island of Minorca, *Antonio García-Valdecasas; Javier García Avilés* 173

—Ecología, distribución y ciclos de desarrollo de efeméropteros de Sierra Nevada *I: Baetis maurus* Kimmins, 1938 (Ephemeroptera, Baetidae), *Javier Alba Tercedor* 179

— Distribución y ecología de las especies de *Baetis* (Ephemeroptera, Baetidae) en Cataluña, *Mª Angeles Puig García* 189

— Contribución al estudio de la distribución y biología de algunos efemerópteros raros en la Península Ibérica, *José María Herranz Sanz y Marta González del Tánago* 193

— Factores que determinan la distribución de los simúlidos y quironómidos (Diptera) de la red hidrográfica andorrana, *Gloria González Peña* 197

— Estudio de las larvas de Chironomidae (Diptera) en el río Cubillas (Granada), *Antonio Vilchez Quero* 207

— Principales tendencias de variación en los ecosistemas lóticos de Sierra Nevada, *C. Canteras Jordana; L. Ropero García* 213

— Distribución geográfica y mesológica de las especies piscícolas de la cuenca del Duero en el verano de 1981, *Diego García de Jalón y José Vicente López Alvarez* 227

— Algunos datos biológicos sobre la trucha común en León, *Josefa Dominguez Carrillo y Francisco J. Purroy Iraizoz* 237

— Edad y crecimiento de *Chondrostoma toxostoma* Vallot, 1837 en el curso inferior del río Ebro (Tarragona -España), *Adolfo de Sostoa y Francisco J. de Sostoa* 245

— Origen, formación y posible significado de los esferocristales intestinales de *Eucyclops serrulatus* (Fisher, 1851), (Crustacea, Copepoda), *M. Durfort* 253

— Biogeografía de las planarias de aguas dulces (Platelminthes; Turbellaria; Tricladida; Paludicola) en España. Datos preliminares, *Jaume Baguñà; Emili Saló i Rafael Romero* 265

— Caracterización físico-química y biológica del lodo en suspensión de las cubetas del lago de Banyoles (Girona), *Carlos Abellá* 281

— Estudio del impacto causado por una central térmica en el río Carrión y su incidencia en el estado ecosanitario del recurso agua, *Carmen Casado, Ana María Elvira, José Ignacio Elorrieta y Rafael Tortajada* 282

— Perfil mircrobiano del río Manzanares, *M. Cazorla y J.A. Arroyo Merino* 283

— Valor de musgos y macrofitas acuáticas como indicadores sanitarios, *J.I. Elorrieta, R. Tortajada, A.M. Elvira Palacio y C. Casado* 284

— La vegetación lacustre de cubetas silíceas en la cordillera cántabro-astur, *Carmen Fernández Bernaldo de Quirós* 285

— Catálogo de turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica y Baleares, *I. García Mas y J. M. Jiménez* 286

— Estudio sistemático y de distribución del género *Ephemerella* (Ephemeroptera) en la cuenca del Duero, *Marta González del Tánago y Diego García de Jalón* 287

— Estudios sobre ecosistemas microbianos en las masas de agua de la zona cárstica de Banyoles, *Ricardo Guerrero* 288

— Sobre la presencia de *Erpobdella monostriata* (Gedroyc, 1916) Pawlowski 1948 (Hirudinea, Erpobdellidae) en la Península Ibérica, *J. M. Jiménez y I. García Mas* 290

— Contribución al conocimiento de la bermejuela (*Rutilus arcasii*) del embalse de La Pinilla, *Javier Lobon-Cervia, Paloma Rovira y Oscar Soriano* 291

— Composición de la fauna de macroinvertebrados bénticos en un río asturiano *Javier López Llaneza* 292

— Distribución de las larvas del género *Hydropsyche* en Catalunya con especial atención a las cuencas de los ríos Llobregat y Besós, *Xavier Millet* 293

— La calidad de las aguas del canal de desagüe "El Reguerón" (cuenca del río Segura), *M. L. Suárez y M. R. Vidal-Abarca* 294

— Limnología del embalse de Lertutxe, *Luis J. Telleria* 295

— Contribución a la metodología del muestreo significativo de macroinvertebrados dulceacuícolas, *R. Tortajada, J.I. Elorrieta, J.L. González y J.A. Rodríguez* 296

— Criterios sanitarios en el diseño de una red de vigilancia biológica de la contaminación fluvial, *R. Tortajada, J.I. Elorrieta, C. Casado y A. M. Elvira* 297

— Efectos de la luz en las aguas corrientes y su medida, *A. Urtiaga, A. Corrons y A. Pons* 298

El primer congreso español de Limnología se celebró en Barcelona entre los días 4 y 8 de Diciembre de 1981 bajo el nombre de "Primer Congreso Español de Hidrobiología". Constituyó el primer acto público de la recién creada "Asociación Española de Hidrobiología". Precisamente una de las primeras decisiones que adoptó la asamblea general es la de cambiar el nombre de la asociación por la de "Asociación Española de Limnología", por entender que el término Limnología respondía mejor al sentido ecológico amplio que se quería dar a las investigaciones sobre aguas continentales a las que se dedicaban los miembros de aquélla. Por esta razón estas actas llevan el título de "Actas del primer congreso español de Limnología", lo que responde a la voluntad de los asistentes al mismo.

Se han incluido en este volumen 32 trabajos presentados al congreso más el resumen de aquéllos que se leyeron durante el mismo pero sin que se presentara en forma definitiva el trabajo redactado. Precisamente por ser el primer congreso sorprendió a los organizadores la numerosidad de los asistentes, más de 100 personas, y la juventud de los mismos que denotaba el entusiasmo de los jóvenes biólogos y otros profesionales que se dieron cita en nuestra ciudad. Por ello mismo se eligió un comité de redacción que, junto al que suscribe, revisó cada uno de los trabajos para garantizar el contenido científico de los mismos. He de decir que al final se han publicado casi todos los trabajos presentados al editor, excepto algunos en los que hubo completo acuerdo entre el editor y sus autores para no publicarlos.

Por otra parte, mi trabajo como editor ha sido fácil ya que las sugerencias que ha hecho el comité de redacción a los diferentes autores han sido aceptadas en la mayoría de los casos. Ello ha supuesto un esfuerzo considerable para algunos autores que han tenido que rehacer su manuscrito de manera notable.

A pesar de que el trabajo de editor no es fácil y resulta más bien engorroso, me ha satisfecho el hacerlo porque me he dado cuenta de la enorme voluntad de trabajo que hay entre la mayoría de los jóvenes limnólogos de nuestro país y su ilusión por trabajar en este campo casi virgen que son nuestras aguas continentales.

La culminación de este volumen no hubiera sido posible sin la ayuda de muchas personas que, en diferentes aspectos han ayudado en su realización. En primer lugar al comité de redacción de la Asociación Española de Limnología que corrigió los trabajos y que estaba formado por Maria Rosa Miracle, Ricardo Guerrero, Carlos Montes, J. I. Elorrieta, Marta González del Tánago y Maria Angels Puig. También a Francisco Comín que corrigió los resúmenes en inglés, a Montserrat Comelles que tuvo a su cargo la confección de las tablas y otros trabajos de mecanografía, y a Anna Mª Domingo que colaboró en la realización de algunas gráficas. En diferentes aspectos, pero no quiero olvidar sus consejos y ayudas, colaboraron también Juan Armengol, Miguel Alonso y Nuri Crespell.

Para finalizar espero que los asistentes al congreso me dejen tributar dos pequeños homenajes. Uno para el profesor Ramon Margalef, que ha sido el iniciador de la limnología en España y es el espejo en el cual todos queremos reflejarnos cuando trabajamos en nuestros ríos, lagos y embalses. De alguna manera si la limnología goza de un predicamento como ciencia ecológica en nuestro país, es gracias a su esfuerzo y a su ejemplo.

El otro homenaje es más personal, es para mi esposa, PILAR, a quien precisamente aquellos días del congreso tuve que decir adiós para siempre. A ella le debo su apoyo constante en mi trabajo y gracias a ella pude realizar mis sueños de llegar a ser profesor de la Universidad de Barcelona y un profesional de la limnología. Sus últimas palabras fueron precisamente "no et preocupis, ves-te'n a organitzar el congrés". Para ella y para toda mi familia, que en este año me ha ayudado tanto a seguir adelante en mi trabajo, van estas últimas palabras de homenaje.

NARCIS PRAT
Editor

Balance térmico anual de la laguna de La Massona (Alt Empordà, Girona)

Joan Armengol, Francisco A. Comín y Pilar López

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona

SUMMARY

ANNUAL THERMAL BUDGET OF "LA MASSONA" LAGOON (ALT EMPORDA, GIRONA, NE SPAIN).

La Massona is a perpendicular to the coast lagoon with a maximum depth of 11 m. The water column remains stratified all the year round as a consequence of the accumulation of salt water in the deep levels. In these conditions it is possible for the denser water to be heated by solar radiation reaching these levels. The heat budget was 11.167'5 calories-gram cm^2 in 1981. However the accumulative heat in the deep levels was low and almost constant throughout the year. The most important reason for this pattern was the high eutrophy of surface waters which reduced its transparency and prevented the passage of light.

INTRODUCCION

Los lagos heliotermales, con un calentamiento diferencial de las capas de agua profundas y salinas, han constituido durante mucho tiempo una "curiosidad limnológica" con más interés teórico que práctico.

Pese a su escasa abundancia han merecido, desde hace algún tiempo, la atención de los limnólogos (KALECZINSKY, 1901; SCHAFFARCZIK, 1908). En los últimos años se han multiplicado los estudios de los pocos casos conocidos en todo el mundo, como el lago Hot (ANDERSON, 1958), el lago Boney en la Antártida (ANGINO *et al,* 1964), Green Pond (COLE *et al,* 1967) en Estados Unidos, el lago Mahega en Uganda (MELACK & KILHAM, 1972), e incluso un lago artificial en Panamá (BOZNIAK *et al,* 1969). Por su intensidad y detalle son dignos de destacar los estudios realizados en el lago Solar en Israel (POR, 1969; ECKSTEIN, 1970; COHEN *et al,* 1977) en el que se ha seguido durante varios años el ciclo hidrológico y físico-químico, y que ha sido la base de un interesante proyecto de aprovechamiento de la energía calorífica acumulada por este tipo de lagos. Tanto es así que actualmente se cuenta con lagos artificiales destinados a la producción de energía eléctrica e incluso se ha llegado a pensar en la utilización del mar Muerto con idéntica fi-

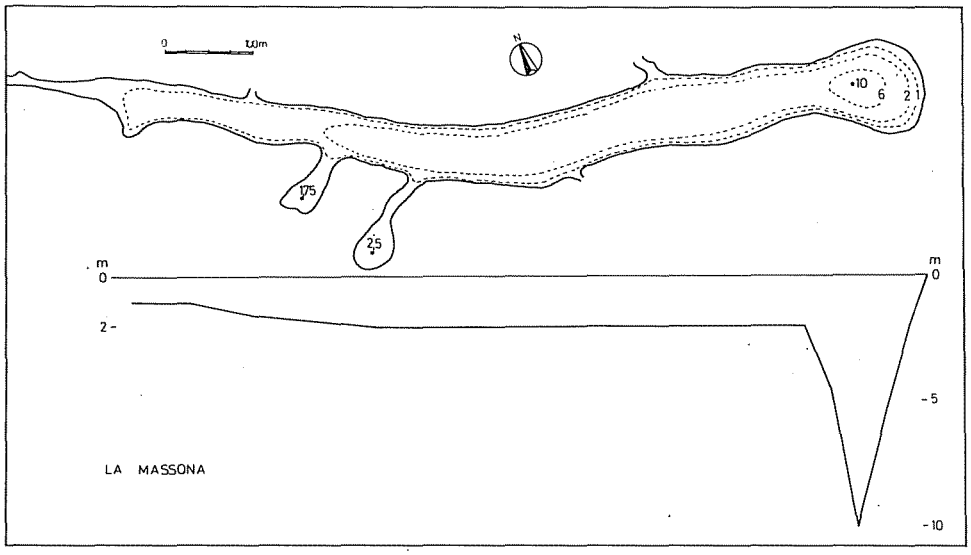


Fig. 1. Mapa morfométrico de la Massona. (En la proyección vertical se ha exagerado la escala de profundidades).

nalidad (GAT & STILLER, 1981). El propósito del presente trabajo se centra en el ciclo térmico y de salinidad de la laguna de la Massona (Girona. NE España), y en determinar su balance anual como un ejemplo de funcionamiento de un lago de este tipo en nuestro país.

MATERIAL Y METODOS

Durante el período de octubre de 1980 a noviembre de 1981 se recogieron muestras cada tres semanas (excepto en el mes de febrero de 1981) en dos estaciones de la laguna: una situada en la zona de mayor profundidad; y la otra en la mitad de su eje longitudinal (fig. 1). En cada muestreo se midieron los perfiles verticales de temperatura y salinidad (que se realizaron siempre la misma hora; entre las 11 y las 12 h) a cada 20 cm. de profundidad desde la superficie al fondo, con un salinómetro Yellow Springs modelo YSI-33. En tres ocasiones, coincidiendo con los cambios climáticos y ambientales más marcados, se efectuaron mediciones en 20 estaciones situadas a lo largo del eje longitudinal de la laguna para determinar la existencia de posibles diferencias horizontales como consecuencia de la entrada muy localizada de agua dulce o salada.

Para el cálculo del calor acumulado (Q) en una columna de agua de 1 cm^2 de sección, que comprende desde la superficie al fondo de la laguna de la Massona en su punto más profundo, se han integrado las temperaturas del agua según la ecuación:

$$Q = \sum_{i}^{n} \frac{(T_i + T_{i+1})}{2} (Z_{i+1} - Z_i)$$

en donde Z_i son las profundidades en las que se midió la temperatura expresadas en cm., y T_i es la temperatura a la profundidad Z_i. Se ha considerado que el calor acumulado por cm^3 de agua a la profundidad Z_i (Q_i) es igual a la temperatura en esta profundidad (T_i) expresado en calorías-gramo.

Para calcular la radiación media mensual, se ha hecho a partir de los valores medios de insolación para cada período de tiempo según los datos obtenidos en la estación me-

tereológica de Figueres (Girona) que es la más cercana a la laguna estudiada.

RESULTADOS

CARACTERISTICAS MORFOLOGICAS E HIDROLOGICAS

La Massona es una pequeña laguna de 1.100 m. de longitud con 106 m. de anchura máxima y 31 de anchura mínima. Se encuentra orientada perpendicularmente a la línea de costa, de la que está separada por una franja de playa arenosa de 175 m. (fig. 1). En la tabla I pueden verse las características morfométricas más importantes de la laguna. Con respecto a la forma y profundidad de la laguna hay que destacar su carácter fuertemente asimétrico. En la mayor parte de su extensión la cubeta es estrecha y de fondo casi plano, con una ligera pendiente descendiente en dirección al mar, y una profundidad entre poco menos de 1 m. y 2,25 m. En el extremo próximo al mar la cubeta es de forma cónica, con una profundidad de 10 m. y de forma casi circular en superficie.

La Massona forma parte de un sistema de lagunas litorales, todas ellas perpendiculares a la costa y situadas entre las desembocaduras de los ríos Muga, al norte, y Fluviá, al sur sistema localizado en el NE de España. La circulación del agua en la Massona, y en general en todas las lagunas de la zona, viene determinada principalmente por los aportes de agua que provienen de los ríos, el drenaje de los campos de cultivo próximos, y la entrada de agua marina en algunos momentos del año. La circulación del agua dulce se produce a través de un canal lateral que comunica los mencionados ríos con las lagunas, y sólo es importante cuando hay una crecida en uno o ambos ríos. En la actualidad la comunicación de las lagunas con el río Muga se ha interrumpido debido a la regulación del caudal producida por el embalse de Boadella y la canalización del tramo final del río. Por ese motivo puede considerarse que sólo existe comunicación con el río Fluviá.

TABLA I. Características morfométricas de la laguna la Massona.

Superficie A_o (m^2)	66300
Volumen V (m^3)	148274
Profundidad máxima z_m (m)	10
Profundidad media $\bar{z}$ (m)	2,23
Longitud (m)	1000
Anchura b_x (m)	106
Anchura media $\bar{b}_x$ (m)	66,3
Perímetro L (m)	2287
Desarrollo de la orilla D_L	2,5
Desarrollo del volumen D_V	0,66

Un segundo tipo de aportes proviene del drenaje de los campos de cultivo próximos, cuya agua es recogida por una red de canales que desaguan a las lagunas. Estos aportes son proporcionalmente más importantes dentro del balance hídrico en los años más secos, como 1981, durante los cuales el caudal de los ríos es pequeño y se intensifican los regadíos. Estas aguas son a la vez una de las causas de la intensa eutrofia de las lagunas, ya que transportan una parte de los nutrientes que se utilizan en el abonado de los campos.

La circulación de agua marina se produce a través de la desembocadura de los ríos y por medio de la laguna de la Rogeda que está comunicada directa e intermitentemente con el mar. En situaciones de temporal o de fuerte viento de Levante el agua del mar es empujada hacia la costa y penetra en las lagunas.

No se ha estudiado la importancia de la evaporación ni de las entradas de agua freática por el fondo de las lagunas más profundas como la Massona (10 m.) o la Rogeda (4 m.). A pesar de ello las fluctuaciones de nivel no son importantes por la comunica-

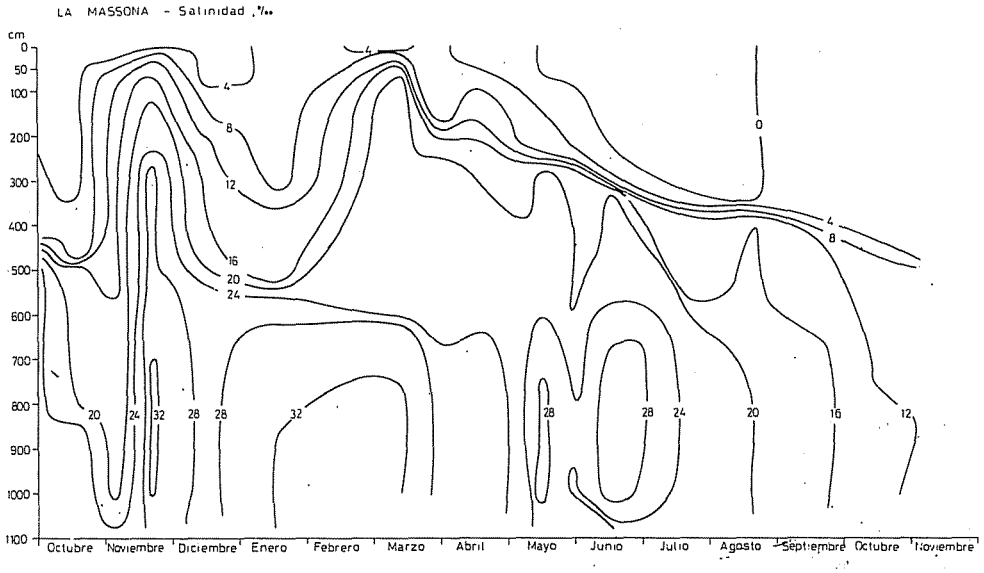


Fig. 2. Distribución estacional y vertical de la salinidad (S ‰) desde Octubre de 1980 a Noviembre de 1981.

ción directa con el mar. Por el contrario las lagunas menos hondas pueden llegar a secarse en los meses de verano cuando los aportes de agua disminuyen considerablemente.

SALINIDAD

Las variaciones temporales de la salinidad en la Massona son un reflejo del tipo de circulación del agua que se está produciendo en cada momento. Durante todo el período estudiado el agua se mantuvo estratificada. La picnoclina siempre fue muy marcada (50 cm. de espesor aproximadamente) y estuvo situada entre 0,5 y 4,5 m. de profundidad. En los momentos en que la entrada de agua marina era importante, la salinidad del agua más profunda aumentó considerablemente haciendo ascender la picnoclina hacia la superficie. Esta situación fue particularmente importante en noviembre de 1980 y marzo de 1981 debido a los temporales marinos que se produjeron en la zona del golfo de Rosas. En estos momentos la picnoclina llegó a estar a 50 cm. de la superficie, mientras que la salinidad del agua profunda aumentó hasta 32‰. A partir de abril el efecto fue contrario al entrar agua dulce. La picnoclina fue descendiendo lentamente hasta 4,5 m., y la salinidad en superficie se estabilizó entre 0 y 0,5 ‰. Las variaciones anuales de la salinidad del agua de las diferentes capas fueron de 0 a 4‰ en el epilimnion; 4 a 20‰ en la picnoclina; y 12 a 32‰ en el hipolimnion (fig. 2).

Las diferencias horizontales de salinidad fueron mínimas durante todo el año (fig. 3), debido a que el gradiente de densidad vertical permite una circulación más fácil del agua en sentido horizontal.

TEMPERATURA

Las variaciones anuales de la temperatura del agua en la estación 1 se resumen en la figura 4. Como puede observarse, las variaciones más acusadas se produjeron siempre cerca de la superficie, con valores extremos de 5 a 5,5 °C en los meses de diciembre a enero y 31 °C en junio. Por debajo de 5 m.

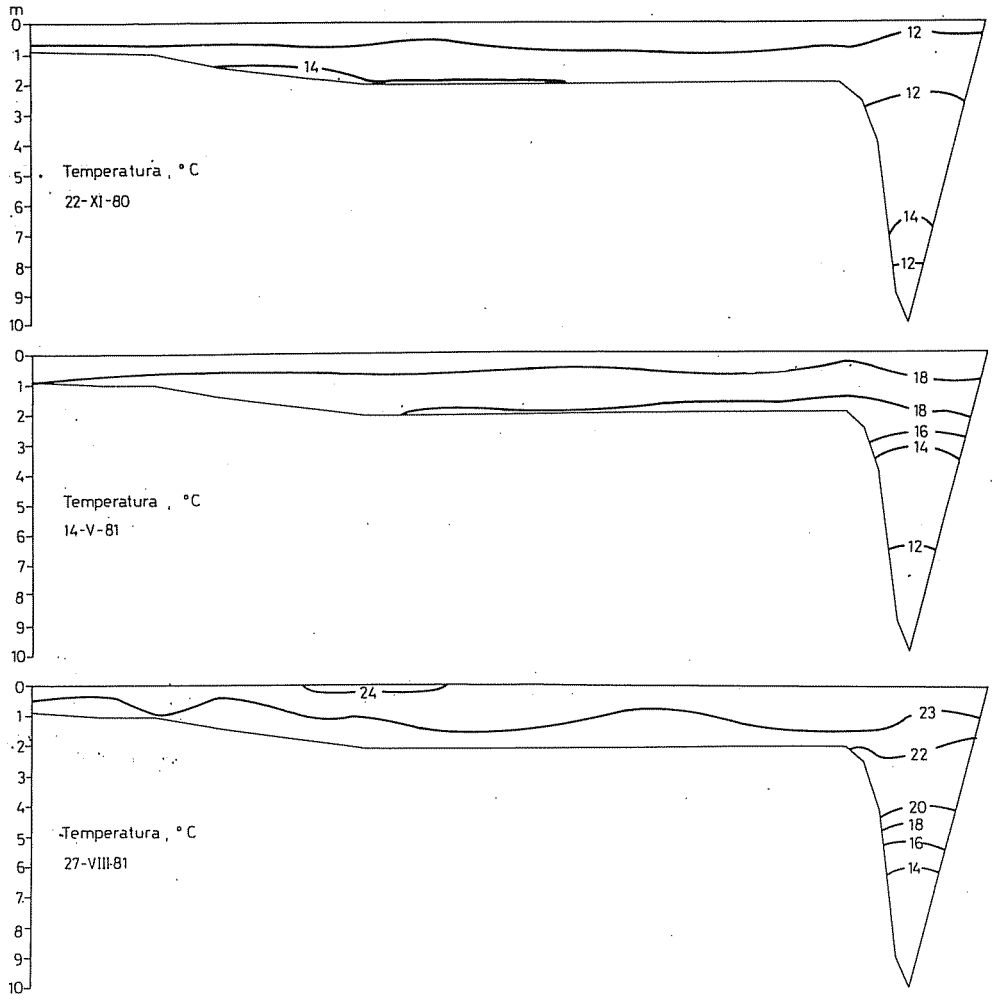
las diferencias fueron muy pequeñas y oscilaron entre los 10 °C de octubre de 1980 y los 14 °C de noviembre de 1981.

La mayor parte del año el agua de la Massona presentó estratificación térmica, coincidiendo generalmente la termoclina con la picnoclina, pero en marzo se produjo la uniformización de todo el perfil (12 °C), sin que esto significase que el agua se estaba mezclando ya que la picnoclina siguió persistiendo. La igualación de las temperaturas en todo el perfil se debe al calentamiento del agua superficial después del invierno, proceso que continuó hasta el verano. A partir de marzo se inició la formación de una nueva termoclina.

La inversión térmica del perfil se produjo en los meses de invierno y afectó principalmente al agua situada entre los 4 y 8 m. de profundidad. En el momento en que la inversión era más acusada la temperatura iba en aumento desde la superficie (5 °C) hasta 8 m. (14 °C) disminuyendo después lentamente hacia el fondo (11 °C).

Horizontalmente las diferencias de temperatura, entre profundidades similares en toda

Fig. 3. Salinidad del agua a lo largo del eje longitudinal de la Massona en tres momentos diferentes del año.



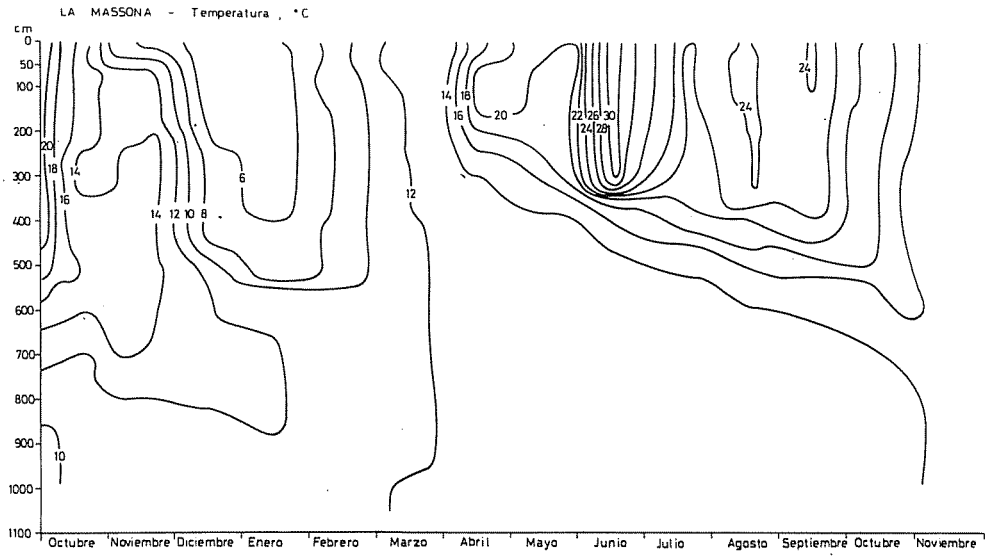


Fig. 4. Distribución estacional y vertical de la temperatura (°C) desde Octubre de 1980 a Noviembre de 1981.

la laguna, fueron mínimas (fig. 5), al igual que ocurrió con la salinidad.

BALANCE TERMICO

El balance térmico se ha obtenido por la diferencia entre los valores extremos, máximo y mínimo, de calor acumulado en el agua a lo largo del año lo que representa, por lo tanto, la cantidad de calor que la laguna de la Massona gana y pierde en este período. La integración en cada muestreo se hizo de acuerdo con la metodología explicada anteriormente. Estos valores extremos han sido de 19.320 calorías-gramo cm^{-2} el 16 de junio y 8.152,5 calorías-gramo cm^{-2} el 16 de enero, lo que arroja un balance de 1.167,5 calorías-gramo cm^{-2} $año^{-1}$. (fig. 6 y tabla II).

Si tenemos en cuenta que la energía solar total que llega a la superficie del agua en el período más cálido del año (1 de abril-1 de agosto) es de 41.591,52 calorías-gramo cm^{-2} (tabla III) el balance térmico de la Massona representa el 26,85% de dicha cantidad.

Para determinar el calor acumulado en profundidad se ha dividido la columna de agua en dos secciones, la superior desde 0 m. a 4 m., y la inferior desde 4 m. a 10 m., y se ha calculado el balance térmico de cada una (fig. 6 tabla II). En la capa superior el balance ha sido de 9.370 calorías-gramo cm^{-2} $año^{-1}$ (22,52% de la energía total recibida) y para la más profunda ha sido 2.782,5 calorías-gramo cm^{-2} $año^{-1}$ (6,69%).

CALOR ACUMULADO POR PENETRACION DE LA LUZ EN EL AGUA

El calentamiento de las capas de agua profunda y más densas propio de los lagos heliotermales sólo es posible a través de la luz que llega a estos niveles y que se degrada en forma de calor. Como se acaba de ver el balance térmico del agua profunda de la Massona es muy bajo, lo que se debe en gran parte a la escasa transparencia del agua que impide la penetración de la luz.

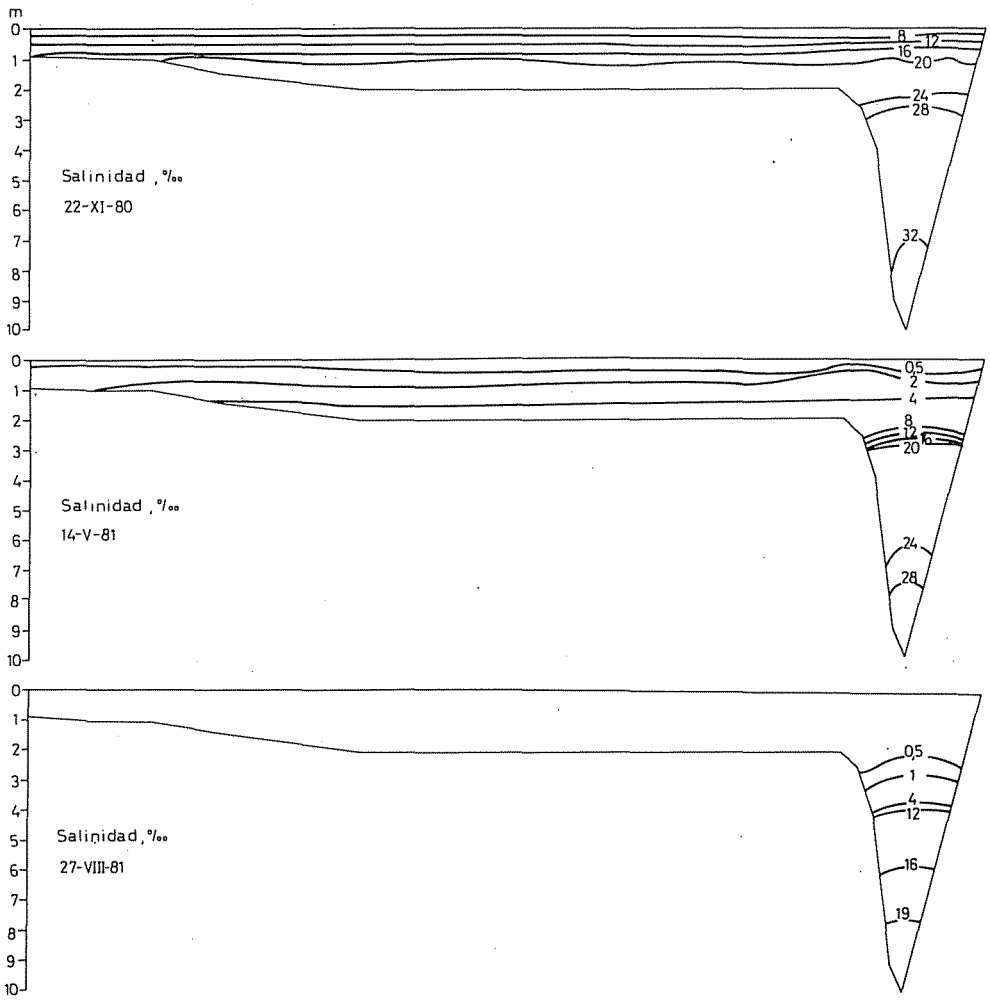


Fig. 5. Temperatura del agua a lo largo del eje longitudinal de la Massona en tres momentos diferentes del año.

Aunque no se han efectuado mediciones reales de la cantidad de luz que llega a las diferentes profundidades, se ha realizado una aproximación a esta información a través de la profundidad de visión del disco de Secchi y de la cantidad de energía solar que llega a la superficie.

La extinción de la luz en el agua viene determinada por la ecuación de Lambert-Beer $I_z = I_o\, e^{-kz}$, en donde I_o e I_z son las intensidades de la luz en la superficie y en la profundidad z, y k es el coeficiente de extinción global. Dicho coeficiente se calcula empíricamente a partir de la relación $k = 1{,}7/D_s$, en la que D_s es la profundidad de visión del disco de Secchi. Sustituyendo en cada muestreo I_o por la radiación media mensual que llega a la superficie del agua tomando como referencia los valores del observatorio de Figueres y conocido k a través de la relación con

TABLA II. Calor acumulado (calorías-gramo cm^{-2}) en las diferentes mediciones efectuadas en la Massona: A) en todo el perfil (0-10 m.); B) desde la superficie hasta 4 m. de profundidad; C) desde 4 m. hasta el fondo.

Fecha	A:0-10 m	B:0-4 m	C:4-10m
2-10-80	16931,25	8068,75	8862,50
16-10-80	13740,00	5897,50	7842,50
4-11-80	12956,25	5255,00	7701,25
21-11-80	13058,75	5243,75	7815,00
16-12-80	9135,62	2270,00	6865,62
16-01-81	8152,50	2050,00	6102,50
12-03-81	11611,25	5176,87	6434,37
1-04-81	12708,75	5530,62	7178,12
15-04-81	14506,25	6922,50	7583,75
6-05-81	14737,50	7125,00	7612,50
28-05-81	15498,75	7706,25	7792,50
16-06-81	19320,00	11420,00	7900,00
21-07-81	16438,75	8380,00	8058,75
19-08-81	18206,25	9625,00	8581,25
27-08-81	17365,00	8857,50	8507,50
15-09-81	18116,25	9340,00	8776,25
13-10-81	16558,75	7673,75	8885,00
4-11-81	14805	6001,25	8803,75

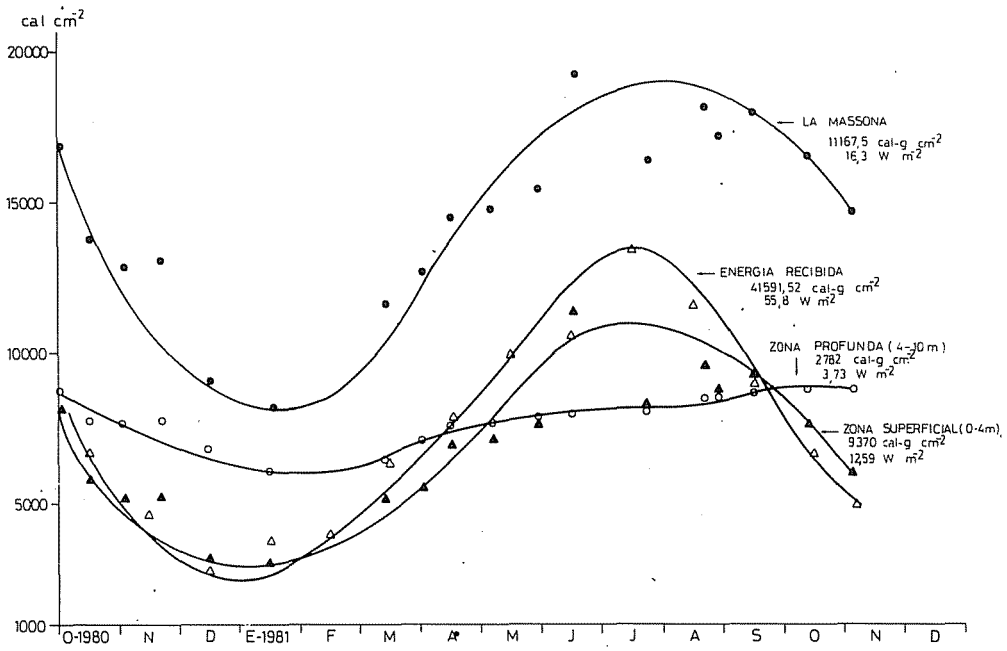


Fig. 6. Calor acumulado en todo el perfil de la estación 1, en la zona superficial (0-4 m.) y en la profunda (4-10 m); así como energía solar recibida en la superficie del agua (calorías-gramo cam^{-2} mes^{-1}).

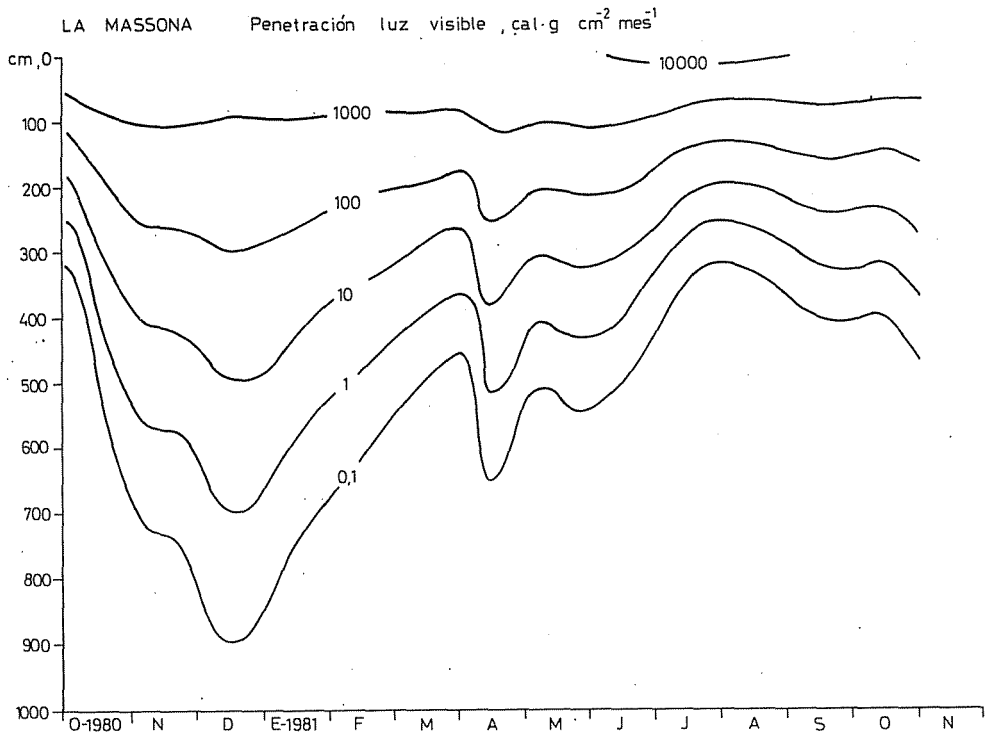


Fig. 7. Energía solar que llega a las distintas profundidades de la Massona.

el disco de Secchi se puede calcular la energía que llega a los diferentes niveles del agua. El resultado para el período estudiado puede verse en la fig. 7. La penetración de la luz es máxima en invierno, cuando la energía solar que llega a la superficie es la más baja del año, lo que se compensa por la mayor transparencia del agua. En cualquier caso la cantidad de energía que llega por debajo de los 4 m. nunca es superior a las 10 calorías-gramo cm^{-2} mes^{-1}, lo que es una cantidad extraordinariamente pequeña y más aún si consideramos que se ha hecho una estima por exceso ya que no toda la energía solar que llega a la superficie del agua corresponde a longitudes de onda de la zona visible del espectro. La causa más importante de la escasa penetración de la luz se debe principalmente al carácter fuertemente eutrófico de la Massona. Como dato significativo hay que señalar que la concentración de clorofila a desde 0 a 4 m. ha oscilado a lo largo de todo el año entre 73,76 y 255,21 mg/m² (Se con-

TABLA III. Energía solar recibida en la superficie del agua (calorías-gramo cm^{-2} mes^{-1}). Datos calculados a partir de las medias mensuales de insolación despejada diaria (años 1978-1981) facilitados por la estación meteorológica de Figueras (Latitud 42° 12' N).

Enero	3738,41
Febrero	4030,31
Marzo	6631,20
Abril	7644,91
Mayo	9987,00
Junio	10556,62
Julio	13402,99
Agosto	11578,49
Septiembre	8996,51
Octubre	6671,18
Noviembre	4744,93
Diciembre	2961,58

sidera que una concentración de 300 mg/m^2 absorbe el 99% de la luz incidente). Además del efecto absorbente de la clorófila hay que considerar el que pueden ejercer partículas en suspensión (como organismos y partículas minerales).

CONCLUSIONES

El balance térmico global de la Massona es del mismo orden que el de lagos situados en latitudes y altitudes similares. Como dato comparativo el lago de Banyoles, relativamente próximo a la zona, tiene un balance térmico de 19.120 calorías-gramo cm^{-2} año^{-1} (34,33% de la energía solar recibida) (PLANAS, 1973). Datos del mismo orden se recopilan en HUTCHINSON (1957).

La cantidad de calor acumulado en la zona más profunda de la Massona es muy pequeña y fluctúa poco a lo largo del año, contrariamente a lo que sucede en los lagos heliotermales. (ANDERSON, 1958; COLE *et al*, 1967; COHEN *et al*, 1977). La causa más importante de este diferente comportamiento de nuestra laguna se debe a la escasa transparencia del agua, que no permite el paso de la radiación luminosa que llega a la superficie.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON, G.C. 1958. Some limnological features of a shallow saline meromictic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 3: 259-270.

ANGINO, E.E., ARMITAGE, B. & TASH, J.C. 1964. Physico-chemical limnology of lake Bonney, Antartica. *Limnol. Oceanogr.*, 9: 207-217.

BOZNIAK, E.G.; SHANEN, N.S.; PARKER, B.C. & KEENAN, C.M. 1969. Limnological features of a tropical meromictic lake. *Hydrobiologia*, 34: 524-532.

COHEN, Y.; KRUMBEIN, W.E.; GOLDBERG, M. & SHILO, M. 1977. Solar lake (Sinai). 1 Physical and chemical limnology. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 597-608.

COLE, G.A.; WHITESIDE, M.C. & BROWN, R.J. 1967. Unusual monomixis in two saline Arizona ponds. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 584-591.

ECKSTEIN, Y. 1970. Physicochemical limnology and geology of a meromictic pond on the Red Sea shore. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 363-372.

GAT, J. & STILLER, M. 1981. El mar Muerto. *Mundo Científico*, 1 (9): 956-965.

HUTCHINSON, G.E. 1957. *A treatise on Limnology. I. Geography, Physics and Chemistry.* John Wiley and Sons. New York. 1.015 pp.

KALECZINSKY, A. 1901. Über die ungarischen warmen Rochsalz-Seen als natürliche Wärmeaccumulatoren, sowie über die Herstellung von warmen Salzseen und Wärmeaccumulatoren. *Z. Gewaesserk*, 4: 226-248.

MELACK, J.M. & KILHAM, P. 1972. Lake Mahega: A mesothermic, sulfatochloride lake in western Uganda. *J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, 2: 141-150.

PLANAS, D. 1973. Composición, ciclo y productividad del fitoplancton del lago de Banyoles. *Oecologia aquatica.*, 1: 3-106.

POR, F.D. 1969. Limnology of the heliothermal Solar lake on the coast of Sinai (Gulf of Elat). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 17: 1.031-1.034.

SCHAFFARCKIK, F. 1908. Über die geologischen, hydrographischen und einige physikalische Verhältnisse der durch Isolation erwärmten Salzseen, insbesondere des heissen Medvetosses bei Szovata. *Foldt. Kozl*, 38: 437-455.

Efectos de la contaminación en La Junquera de Alba (Pontevedra)

A. M. Elvira Palacio[1]; C. Casado Sancho[1]; R. Tortajada Martínez[2]; J. I. Elorrieta Pérez de Diego[2]

1 Dto. Ecología. Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid.
2 Subdirección General de Sanidad Ambiental. Ministerio de Trabajo, Sanidad y Seguridad Social. Pº del Prado, 18. Madrid-14.

SUMMARY

EFFECTS OF THE POLLUTION IN "LA JUNQUERA DE ALBA" (PONTEVEDRA, NW SPAIN)

The present work describes a study carried out in a swamp area located at the confluence of Alba river with Lerez river mouth at Pontevedra estuary. Different water quality areas were typified analysing biological and nonbiological variables.

INTRODUCCION

La Junquera de Alba, es una zona de marismas que funciona como un sistema de estuario, en el que la fuerza de la marea domina sobre el río. La zona de estudio comprende: el río Alba, desde San Cayetano hasta la Junquera de Alba, y ésta, hasta su confluencia con el río Lerez, el cual recoge masivamente los vertidos de Pontevedra, y desemboca directamente en el Atlántico. El trabajo consiste fundamentalmente en la caracterización biológica de la zona y en el estudio del efecto de la contaminación.

METODOLOGIA

Para cada muestra se midieron parámetros fisicoquímicas como la temperatura del agua, el pH, el oxígeno disuelto, la conductividad, la dureza, los nitratos, los nitritos, el amonio, los fosfatos, y los sulfatos. Para ello se utilizó material portátil –multisensor Horiba, modelo U7, y espectrofotómetro Hach–.

También se capturaron peces y se colectó fauna bentónica. Para la captura de peces se empleó un transmallo, reintegrando al río los ejemplares una vez realizada su identificación sistemática. Para el muestreo de los macroinvertebrados se consideraron separadamente los tramos de corriente, las zonas remansadas, y el perifiton en cada uno de los puntos de muestreo elegidos; y en cada uno de ellos se examinó los organismos fijados a las piedras del fondo que se colectaron con redes de mano. Los ejemplares capturados se fijaron con formol (4%) y se conservaron

después en una solución de alcohol (70%) para su posterior identificación taxonómica.

Todas las determinaciones se efectuaron en 6 puntos de muestreo, cuya selección se hizo en base al reconocimiento previo de los vertidos de aguas residuales y de los usos actuales de la zona (fig. 1):

0.– Puente en la carretera a San Cayetano.
A.– Puente de Cabras, en la parte superior a la marisma.
B.– Río Alba, al principio de La Junquera de Alba.
C.– La Junquera de Alba.
D.– Puente situado al final del paseo de La Junquera de Alba.
E.– Puente situado sobre la unión de La Junquera y el río Alba.

En la zona del punto B, además de las determinaciones citadas, se llevó a cabo un seguimiento de la evolución de la conductividad durante un período de pleamar, que dio como resultado una escasa oscilación (sólo aumenta 10 micromhos/cm. en los ocho análisis efectuados). A excepción de estas medidas, y de los muestreos de partículas en suspensión del punto D, todas las determinaciones se realizaron en períodos de bajamar. Las fechas de estudio fueron seleccionadas por corresponder a períodos solunares mayores.

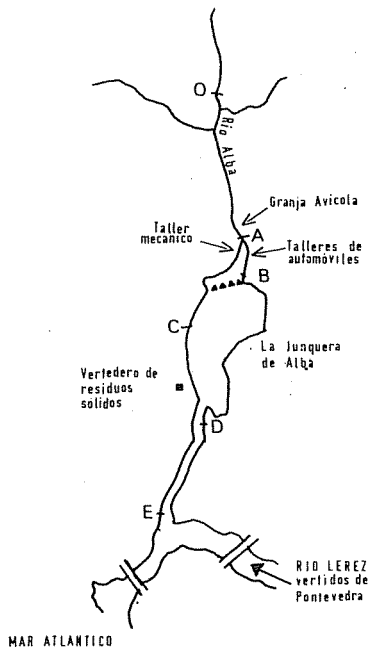


Fig. 1. Estaciones de muestreo.

RESULTADOS

Los resultados de las determinaciones fisicoquímicas se incluyen en la tabla I. En ella se relacionan los valores medios de seis análisis por punto y parámetro. En la tabla II, se encuentra la relación de las especies identificadas con el número de unidades sistemáticas presentes en cada punto de estudio.

Todas las determinaciones analíticas efectuadas en el punto 0 manifiestan una buena calidad del agua en esta zona, que presenta además, una gran riqueza faunística (tablas I y II). Es el único punto donde aparece la trucha (Salmo trutta fario), y respecto a los macroinvertebrados, se encontraron algunos géneros exclusivamente asociados a esta estación, como *Protonemoura sp.*, *Heptagenia sp.*, *Heliopsyche sp.*, *Sericostoma sp.*, y *Liponeura sp.* característicos todos ellos de tramos limpios de aguas corrientes.

De acuerdo con las variables fisicoquímicas y biológicas, (tablas I y II) en la estación A tiene lugar un apreciable descenso de la calidad del agua. Este descenso, es atribuible a descargas orgánicas ya que aumenta sensiblemente el contenido en fosfatos, amonio, nitratos, nitritos y la turbidez, sin variar prácticamente la conductividad, pH, dureza, y la concentración de sulfatos. En cuanto a los organismos, desaparecen las truchas, los plecópteros *(Protonemoura sp.)*, y los blefarocéridos *(Liponeura sp.)*, considerados globalmente como de alta sensibilidad a los aportes orgánicos, siendo sustituidos por otros, más tolerantes: *Plectrocnemia sp.*, *Ancylus sp.*, *Caenis sp.*, *Agrion sp.*, Orthocla-

TABLA I. Valores medios de los diferentes parámetros medidos en los puntos de muestreo de la Junquera de Alba.

	ESTACIONES DE MUESTREO				
	O	A	B	C	D y E
Temperatura (ºC)	16,4	18,3	18,5	21,00	21,0
pH	5,9	6,0	6,0	6,0	6,0
Conductividad (micromhos/cm)	70	70	70	2000	8000
Turbidez (U.T.F.)	2	4	3	3	10
Oxígeno disuelto (mg/l)	11,5	8,2	8,0	7,6	6,6
Oxígeno disuelto (% saturación)	116	86	84	84	73
Fosfatos (mg/l)	0,21	0,59	0,72	0,68	0,7
Amonio (mg/l)	0,12	1,10	1,24	0,58	1,0
Nitratos (mg/l)	0,18	0,50	0,47	0,47	0,5
Nitritos (mg/l)	0,02	0,65	0,65	0,04	0,1
Dureza total (mg/l CO Ca)	20	20	20	305	750
Sulfatos (mg/l)	6	5	4	-	-

diinae, *Nais spp.*, *Glossiphonia sp.*, y *Erpobdella sp.*

En el punto B hay una importante reducción de la diversidad (en el sentido de riqueza faunística), respecto a los puntos situados aguas arriba, y así, de los organismos citados aguas arriba, sólo se encontraron los siguientes: *Plectrocnemia sp.*, *Ancylus sp.*, Orthocladiinae y *Nais spp.*, no apareciendo otras unidades sistemáticas nuevas, que pudiesen considerarse características de esta estación. El incremento de los fosfatos y del amonio, y la desaparición de gran parte de los depredadores indican un nuevo deterioro de la calidad, atribuible, en este caso, a los vertidos de carácter industrial existentes en la zona.

En las estaciones C y D, situadas en la zona inferior de la marisma, se presenta una fauna totalmente distinta, caracterizada por la influencia del agua del mar. Los organismos encontrados, pertenecen a géneros sistemáticos propios de zonas marismeñas o de aguas marinas. Así, junto a Anfípodos, Isópodos, Cirrípedos, Copépodos, e incluso algunos Decápodos se encontraron además, *Mugil auratus*, *Pleuronectes platessa*, y *Anguilla anguilla*. También aparece *Gammarus sp.*, que resiste bien la salinidad.

En la zona inferior de la marisma, (punto D), la fauna está representada casi exclusivamente por poliquetos resistentes a la polución, como el nereido *Neanthes succinea*, claro indicador de la intensidad y cronicidad de la contaminación.

La degradación de la calidad es debida fundamentalmente a los contaminantes aportados por lixiviación del vertedero incontrolado de residuos sólidos, y por las aguas del río Lerez, que arrastran consigo los afluentes procedentes de Pontevedra.

DISCUSION

En base a la caracterización de las estaciones de muestreo, se pueden definir de desembocadura a cabecera, los siguientes sectores ecológicos:

1.– Un sector que va desde la desembocadura del canal del Alba en el Lerez hasta 100 metros aguas arriba del puentecillo de la marisma, (pundo D). Este sector se caracteriza por la precipitación de los sólidos en suspensión y la formación de lodos, fundamentalmente en las orillas, en las que por efecto de la abundancia de materia orgánica, se producen importantes caídas en los niveles de oxígeno disuelto, favoreciéndose con ello formas de vida euroxibiontes y anaero-

bias, y la desaparición de las especies más sensibles a la polución.

2.– Adyacente a este sector, aguas arriba, se deja sentir el efecto de "lavado" de la propia marisma, de tal forma que las deposiciones de sólidos en suspensión son bastante menores, con lo que poco a poco se van restrigiendo las zonas de lodos anóxicos y los nereidos van perdiendo su carácter dominante, siendo reemplazados por los típicos crustáceos que acompañan siempre a la vegetación de la marisma.

Este sector, desde el punto de vista fisicoquímico, mantiene incluso en marea baja

TABLA II. Organismos encontrados en los muestreos efectuados en las diferentes estaciones de la Junquera de Alba.

	O	A	B	C y D	E
TELEOSTEOS					
Salmo trutta fario	+				
Mugil auratus				+	
Pleuronectes platessa				+	
Anguilla anguilla				+	
MACROINVERTEBRADOS					
Protonemoura	+				
Liponeura sp.	+				
Sericostoma sp.	+				
Heliopsyche sp.	+				
Simulium sp.	+	+	+		
Baetis sp.	+	+	+		
Brachycentrus sp.	+				
Rhyacophila sp.	+	+	+		
Hydropsyche sp.	+	+	+		
Habrophlebia sp.	+	+	+		
Plectrocnemia sp.		+	+		
Ancylus sp.		+	+		
Chironomus spp.	+				
Coemagrion sp.	+	+			
Lestes sp.		+			
Gonphidae	+				
Nepa sp.	+				
Elmis sp.					
Atherix sp.	+				
Orthocladinae	+	+	+		
Thyas sp.	+	+			
Glossiphonidae		+			
Erpobdella sp.		+			
Caenis sp.		+			
Nais spp.		+			
Prodiamesa sp.		+	+		
Gammarus sp.				+	
Palaemon spp.				+	+
Neanthes sp.				+	+
Spmasna sp.				+	+
Ballanus ballanoide				+	+

niveles altos de salinidad, debido al efecto "esponja" ejercido por la vegetación, lo que permite que junto a la fauna típica de estuario marismeño, se desarrolle una fauna casi típicamente marina.

3.– Por último, aproximadamente a partir de unos 150 metros aguas abajo del punto B, se encuentra otro sector, que durante el período de estudio escapa en gran medida a la acción de la marea salina, y que está claramente influido por el río Alba.

CONCLUSIONES

1.– La Junquera de Alba se encuentra en un estado de degradación avanzado. Las causas principales de este hecho son las entradas de contaminantes por su parte baja, procedentes del río Lerez, del vertedero de residuos sólidos, y de los vertidos industriales de la zona de la marisma.

2.– En el momento del estudio, La Junquera de Alba presentaba una pobreza ecológica producto, tanto de su estado de contaminación, como de la presión urbana de la ciudad de Pontevedra. Todo ello supone un aislamiento que coarta el intercambio con otros ecosistemas naturales, por lo que la marisma constituye un ecosistema agonizante.

3.– Los aportes, según el ciclo de mareas, del río Lerez y del vertedero de residuos sólidos producen una disminución importante de la calidad del agua en La Junquera.

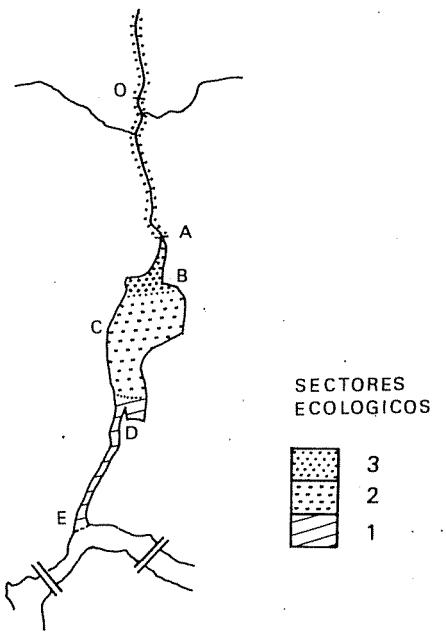


Fig. 2. Sectores ecológicos que se definen en el texto.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

HYNES, H.B.N. 1970. *Biology of polluted waters.* Liverpool University Press. Liverpool.

HYNES, H.B.N. 1970. *Ecology of the running waters.* University Press. Liverpool.

MACAN, T.T. 1963. *Freshwater Ecology* Longmans. London.

MARGALEF, R. 1974. *Ecología.* Omega. Barcelona.

PESSON, P. (editor). 1976. *La pollution des eaux continentailes.* Gauthier-Villars. París.

RODIER, J. 1979. *L'analyse des eaux.* Dunod. París.

Comunidades de crustáceos de las lagunas de Tordera (Barcelona) en relación con sus características ambientales

Francesc Sabater

Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona.

SUMMARY

CRUSTACEAN COMMUNITIES IN TORDERA SMALL WATER BODIES (BARCELONA) IN CONNECTION WITH ENVIRONMENTAL CHARACTERISTICS

Crustacean communities from several temporal ponds were studied biweekly from September 1980 to October 1981. Four types of ponds were distinguished based on morphological, physical and chemical characteristics. The crustacean communities are related to these characteristics. Seasonality is the most important factor to be considered because it accounts for the evolutionary degree that the communities reach.

INTRODUCCION

Los estudios limnológicos sobre los sistemas de lagunas de carácter temporal y los ambientes acuáticos de extensión reducida, han sido pocos hasta el momento, en comparación con los efectuados en lagos u otros tipos de sistemas acuáticos de mayor superficie.

Este tipo de ambientes se caracterizan por presentar una gran variabilidad en el tiempo y en el espacio. Mientras que la variabilidad en el tiempo se manifiesta por la inestabilidad del sistema, la variabilidad en el espacio se refleja en una gran variedad de microclimas que en las regiones templadas, han sido definidos por la población vegetal que los coloniza (DUSSART, 1966). Por otra parte, este tipo de ambientes presenta una cierta heterogeneidad de biotopos (TETART 1974).

Es característico de este tipo de sistemas fluctuantes de poca profundidad el poseer un intenso "metabolismo" (PROSZYNSKA 1962a), ya que existe una rápida mineralización de sustancias orgánicas y una inmediata asimilación por parte de las plantas higrófilas. Por su poca profundidad, el agua más profunda se calienta rápidamente, originando corrientes de convección que mezclan el agua. Se consideran por tanto sistemas polimícticos (DUSSART, 1966). Fruto de este intenso metabolismo es la elevada tasa de multiplicación y el rápido desarrollo que presentan la fauna y la flora que coloniza este tipo de ambientes.

Sean cuales sean las características de los sistemas de lagunas de carácter temporal y su

localización geográfica, tienen en común una serie de peculiaridades físicas y biológicas de gran interés, que han atraído la atención de naturalistas y fisiólogos interesados en el estudio de los crustáceos.

DESCRIPCION DE LA ZONA

El sistema de lagunas de "Ca l'Estany de Tordera" se encuentra situado en la parte baja del curso del río "la Tordera" a 5 Km. aproximadamente de su desembocadura y a unos 2 Km. de la población de Tordera (Comarca del Maresme, Barcelona) (fig. 1).

Bajo el punto de vista hidrológico, esta zona se encuentra dentro del área de influencia del nivel freático del río el régimen del cual es exclusivamente pluvial ya que no existen acumulaciones importantes de nieve en su cuenca y por ello presenta un caudal medio mensual con muchas fluctuaciones, régimen propio de los ríos mediterráneos, con un fuerte estiaje durante los meses de julio y agosto. Por consiguiente casi todas las zonas situadas por debajo o a nivel del lecho del río son susceptibles de inundación, y se secan durante los meses de verano hasta mediados de otoño. En la zona se encuentran una serie de cubetas excavadas hasta diferentes profundidades que se van secando progresivamente a lo largo de la estación seca a excepción de una que es permanente a lo largo del año. Todas las charcas están densamente pobladas por macrófitos con una gran diversidad de ambientes florísticos por las diferentes características de las aguas.

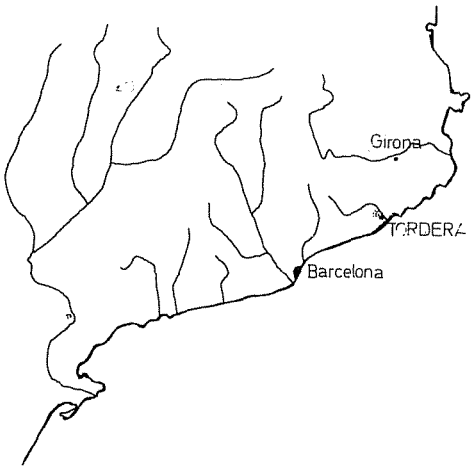


Fig. 1. Situación del área de muestreo.

MATERIAL Y METODOS

El muestreo se realizó quincenalmente, desde setiembre de 1980 hasta octubre de 1981, con la finalidad de seguir la evolución de las poblaciones de crustáceos a lo largo de su ciclo anual. La recogida de material se realizó con una red cónica de 28 cm. de diámetro por 50 cm. de longitud y de 250 micras de poro.

El muestreo se efectuaba haciendo pasadas en sentido horizontal, recorriendo en cada charca una distancia de 75 cm. aproximadamente y procurando en cada ocasión tomar la muestra en el mismo lugar. Este criterio permite comparar las fluctuaciones de las densidades de las especies en las diferentes épocas del año, aunque no permite una estima absoluta de dichas densidades.

El volumen filtrado por la red, es igual al producto de la sección de la boca de la red por la longitud recorrida, y por un factor de corrección o nivel de eficacia de un 40%, puesto que para evitar la entrada de restos vegetales y hojas se interpuso una malla de mayor tamaño delante de la boca de la red cónica.

Las muestras recolectadas se fijaban con formaldehido al 4% y posteriormente, se identificaban las especies y se procedía a un recuento bajo un microscopio esteroscopio binocular. El recuento se hacía de una parte alícuota de la muestra no inferior a los 500 individuos.

Las áreas de muestreo escogidas están en relación al tiempo que tarda en secarse cada una de las zonas. Aunque existe una gran diversidad de ambientes, se han diferenciado 4 zonas bien distintas tanto en sus características hidrológicas, físico-químicas, como

morfológicas que son: La laguna, los canales, la zona de los helófitos, y los prados inundados, de las cuales sólo la primera posee agua de forma permanente.

AGUAS PERMANENTES

El carácter permanente de la laguna se debe a que su cota mínima está muy por debajo de la cota del lecho del río. Tiene forma circular y ocupa una superficie de unos 600 m² aproximadamente con una profundidad que oscila entre 1,5 m. y 50 cm., correspondiendo, respectivamente, al período invernal y estival. (fig. 2)

En los márgenes no sumergidos de la laguna se encuentra una gran diversidad de especies de helófitos entre las que domina *Schoenoplectus lacustris ssp glaucus*, mientras que la zona litoral propiamente inundada está colonizada por macrófitos de la asociación *Potamogeton denso-nodosi.*

En el centro de la laguna, durante el otoño y el invierno, se desarrollan grandes masas de *Lemna minor* que flotan por la superficie de las aguas tranquilas. A mediados de enero de 1981 se produjo un crecimiento exhuberante de algas filamentosas (*Spirogyra* sp, *Zygnema poliosporum*, *Oedogonium* sp.) (COMELLES Comunicación personal), que invadió toda la laguna.

Es en esta zona donde se ha encontrado el mayor número de crustáceos, ya que la permanencia de agua todo el año permite el desarrollo de comunidades más estables en comparación con los otros tipos de ambientes estudiados (fig. 3).

La composición faunística de esta zona varía poco con el tiempo y está dominada principalmente por las siguientes especies: *Herpetocypris chevreuxi, Eucyclops serrulatus, Megacyclops viridis, Diacyclops bicuspidatus odessanus, Ceriodaphnia reticulata, Scapholeberis mucronata, Tretocephala ambigua, Alonella excisa, Simocephalus vetulus* y *Chydorus sphaericus.* Otras sólo se encuentran en determinadas épocas del año, debido a su carácter más estenotermo como *Canthocamptus staphylinus, Cyclops strenuus strenuus*, más propias de invierno, y de *Thermocyclops dybowskii, Notodromas monacha* y *Macrocyclops fuscus* en los períodos más cálidos.

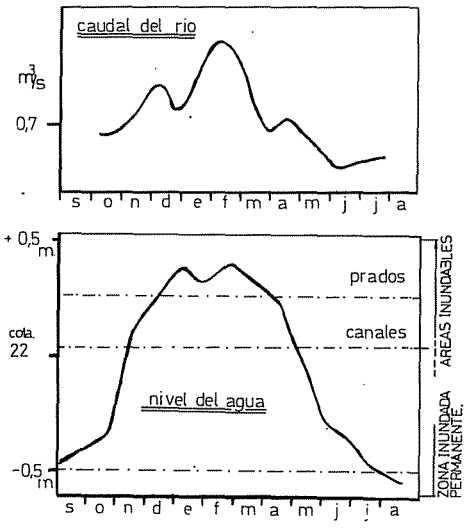


Fig. 2. Fluctuaciones del nivel del agua en la zona de "La Tordera".

Del conjunto de especies de esta zona, algunos crustáceos exigen cierta estabilidad hidrológica para poder desarrollar su actividad, y éstos son los que caracterizan mejor a la comunidad especialmente *Daphnia longispina, Thermocyclops dybowskii, Macrocyclops fuscus, Eucyclops serrulatus, Herpetocypris chevreuxi, Notodromas monocha, Microcyclops varicans, Ceriodaphnia reticulata,* que sólo se han encontrado en esta zona de aguas permanentes, si bien algunos han aparecido ocasionalmente en otros puntos de aguas temporales, en el momento en que toda la zona está inundada y es posible su difusión.

AGUAS TEMPORALES

Corresponden a las zonas estrictamente inundables ya que se hallan a una cota que es igual o inferior a la del nivel del lecho del río. El nivel del agua de estas zonas están íntimamente relacionadas con el caudal que lleva el río en cada momento, y se inundan cuando

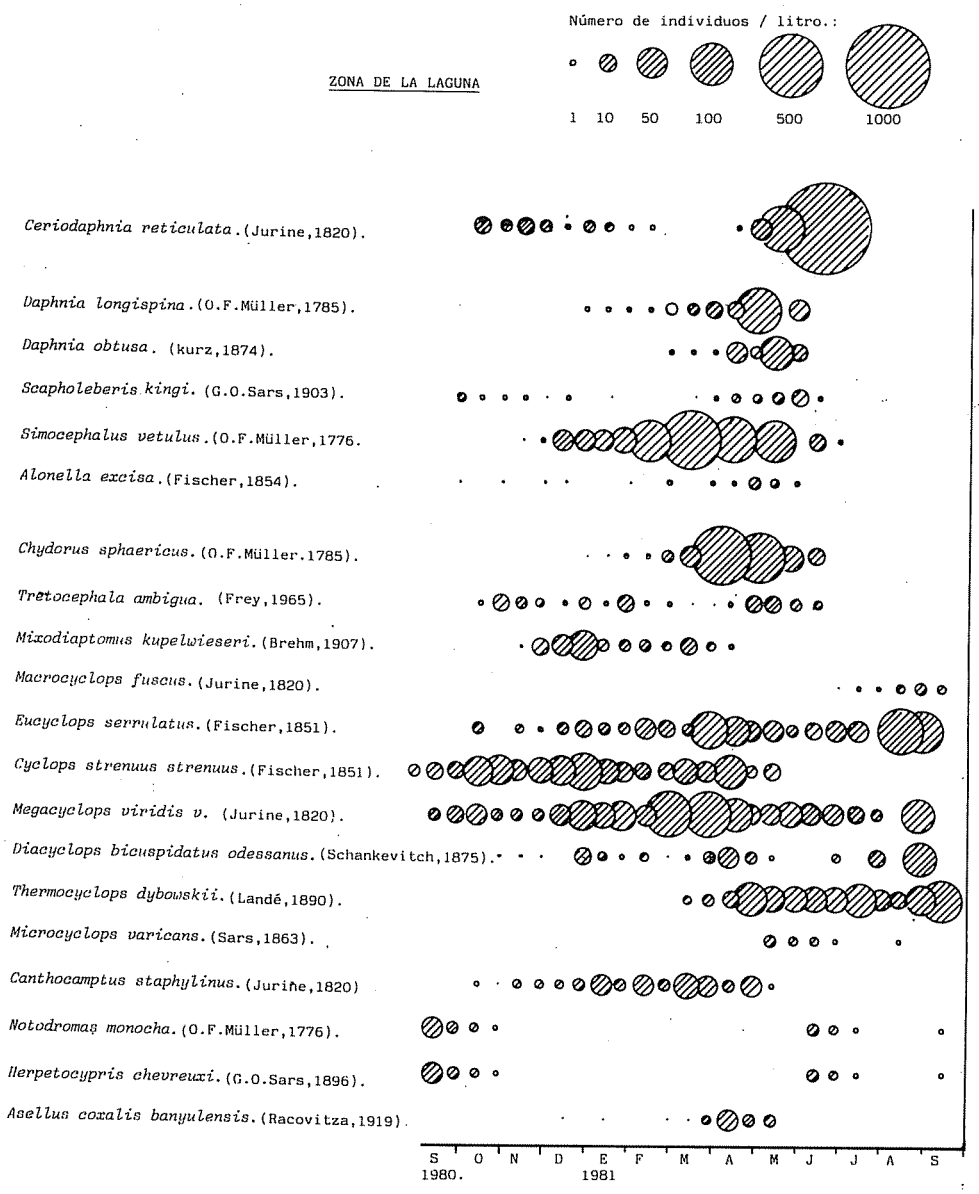


Fig. 3. Crustáceos presentes en la zona de la laguna y variación de su densidad a lo largo del año.

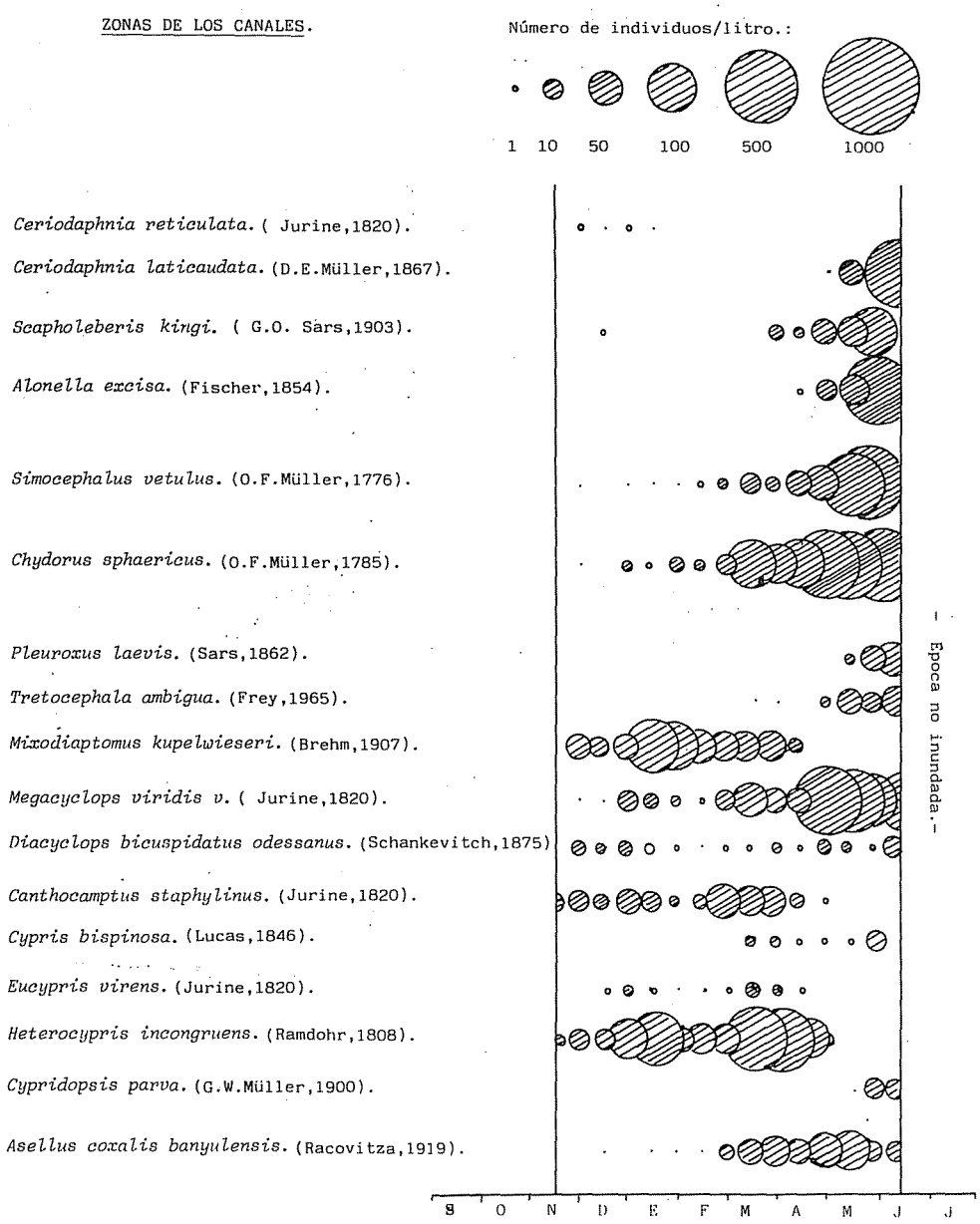


Fig. 4. Especies de crustáceos propios de la zona de canales y densidades que alcanzan en diferentes épocas del año.

el río lleva un caudal igual o superior a 0,7 m^3 /s (fig. 2).

CANALES

Toda la zona está surcada por una red de canales que fueron construidos antiguamente con el fin de drenar los campos de cultivo que quedaban inundados. El agua circula por ellos muy lentamente, y desemboca en un tramo inferior del río.

Las dimensiones de estos canales son de unos 80 cm. de profundidad media y 1,5 m. de ancho. Desde principios de noviembre hasta mediados de junio quedan completamente inundados propiciando el desarrollo de algas filamentosas *(Spirogyra* sp, *Oedogonium* sp, *Zygnema poliosporum)* (COMELLES. Comunicación personal,) que se comportan como especies pioneras en la colonización de este tipo de ambientes llegando a invadir masivamente todos los canales a comienzos de primavera. Después de esta etapa, y ya en primavera, las algas son sustituidas por macrófitos que cubren completamente la superficie del agua. En los canales domina especialmente *Callitriche polymorpha* acompañada de *Ranunculus fluitans, Galium palustre, Glyceria fluitans,* mientras que en los márgenes se encuentran: *Iris pseudacorus, Galium palustre, Equisetum arvense, Carex riparia, Scirpus lacustris.* (BARÓN, Comunicación personal).

La composición de crustáceos en estos ambientes varía bastante durante el año diferenciándose las especies pioneras en la colocación *(Heterocypris chevreuxi, Mixodiaptomus kupelwieseri)* de otras más estables, que aparecen a continuación y durante la desecación de los canales a principios de verano (fig. 4).

ZONAS DE VEGETACION HELOFITA

En toda la zona, la vegetación helófita es la que más extensión ocupa, distribuyéndose en enclaves monoespecíficos de gran expansión y formando un mosaico de comunidades muy variado. Una gran extensión está ocupada única y exclusivamente por *Phragmites comunis,* y por *Schoenoplectus lacustris ssp glaucus* acompañada de *Carex riparia.* En todas estas zonas la vegetación forma densos y altos cañizares que quedan inundados desde noviembre hasta junio, destacando una mayor profundidad de agua en las zonas ocupadas por *Schoenoplectus lacustris ssp glaucus.*

En zonas con poblaciones de helófitos, tan espesas, es muy difícil el desarrollo del fitoplancton por lo que los crustáceos que las habitan son principalmente bentónicos y detritívoros (fig. 5).

PRADOS INUNDADOS

Comprende a la zona situada a un nivel superior (fig. 2). Si bien se inunda periódicamente, la duración del agua encharcada es más corta que en los casos anteriores con un máximo de 25 cm. de profundidad.

El tipo de vegetación es la característica de prados húmedos, con *Juncus effusus, Eleocharis palustris* y *Trifolium pratense* como especies dominantes (BARON, Comunicación personal).

Se trata, pues, de un sistema fluctuante muy poco estable, en el que la comunidad de crustáceos está muy poco evolucionada y fomada por las especies más euriocas (fig. 6).

Las especies de las tres zonas con aguas temporales que hemos delimitado que mejor caracterizan la comunidad de crustáceos son el diaptómido *Mixodiaptomus kupelwieseri* y los ostrácodos *Eucypris virens, Heterocypris incongruens, Cypris bispinosa, Candona candida, Cyclocypris ovum* y *Cypridopsis parva.*

Inicialmente este tipo de aguas son colonizadas por una serie de especies pioneras que se desarrollan con gran rapidez para ser, a continuación, desplazadas por otras especies, cuando las condiciones se estabilizan. Entre las especies del primer grupo destacan: *Heterocypris incongruens, Candona candida, Mixodiaptomus kupelwieseri, Canthocamptus staphylinus* y *Cyclops strenuus strenuus,* y entre las que las sustituyen se encuentran:

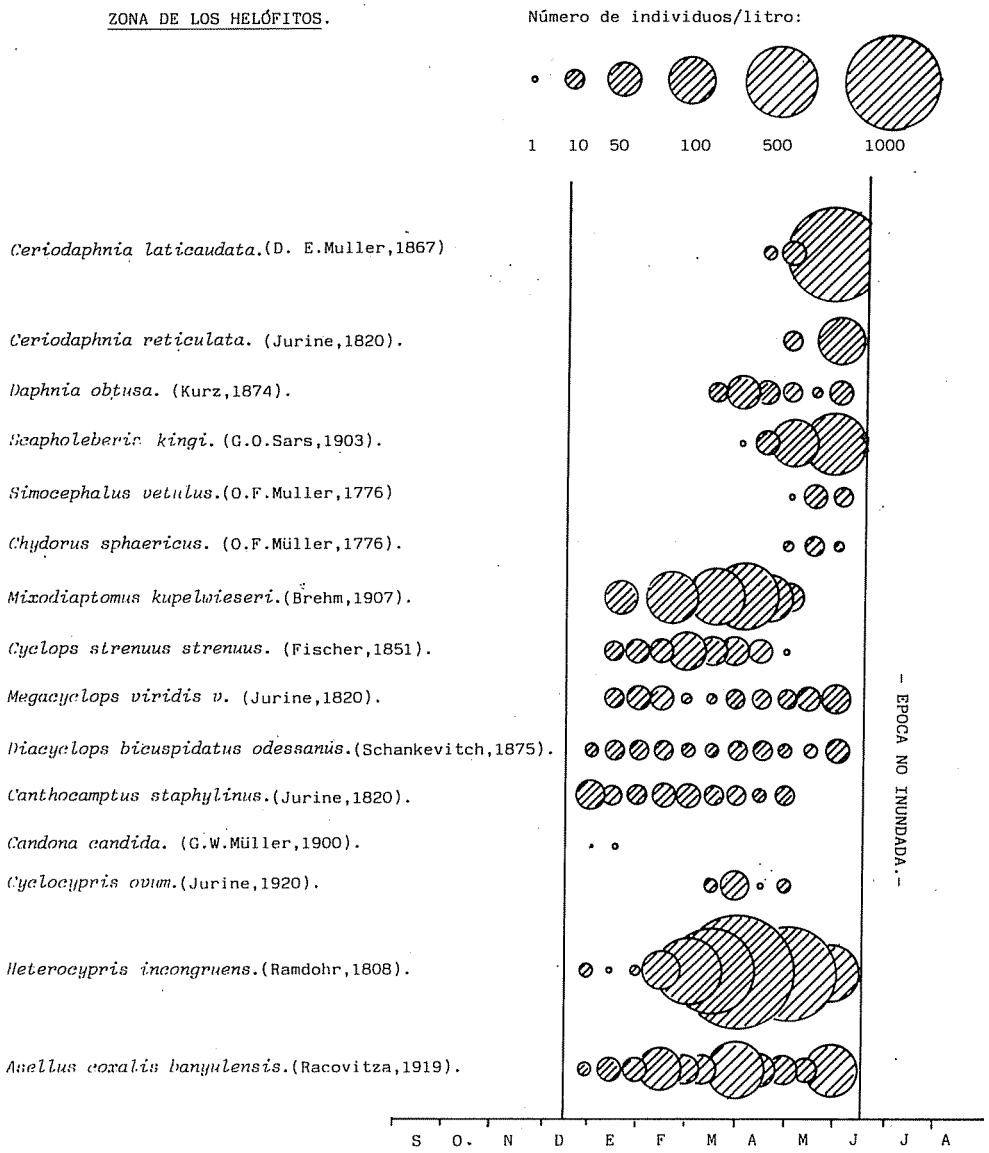


Fig. 5. Comunidades de crustáceos de la zona de helófitos durante el tiempo que permanecen inundados.

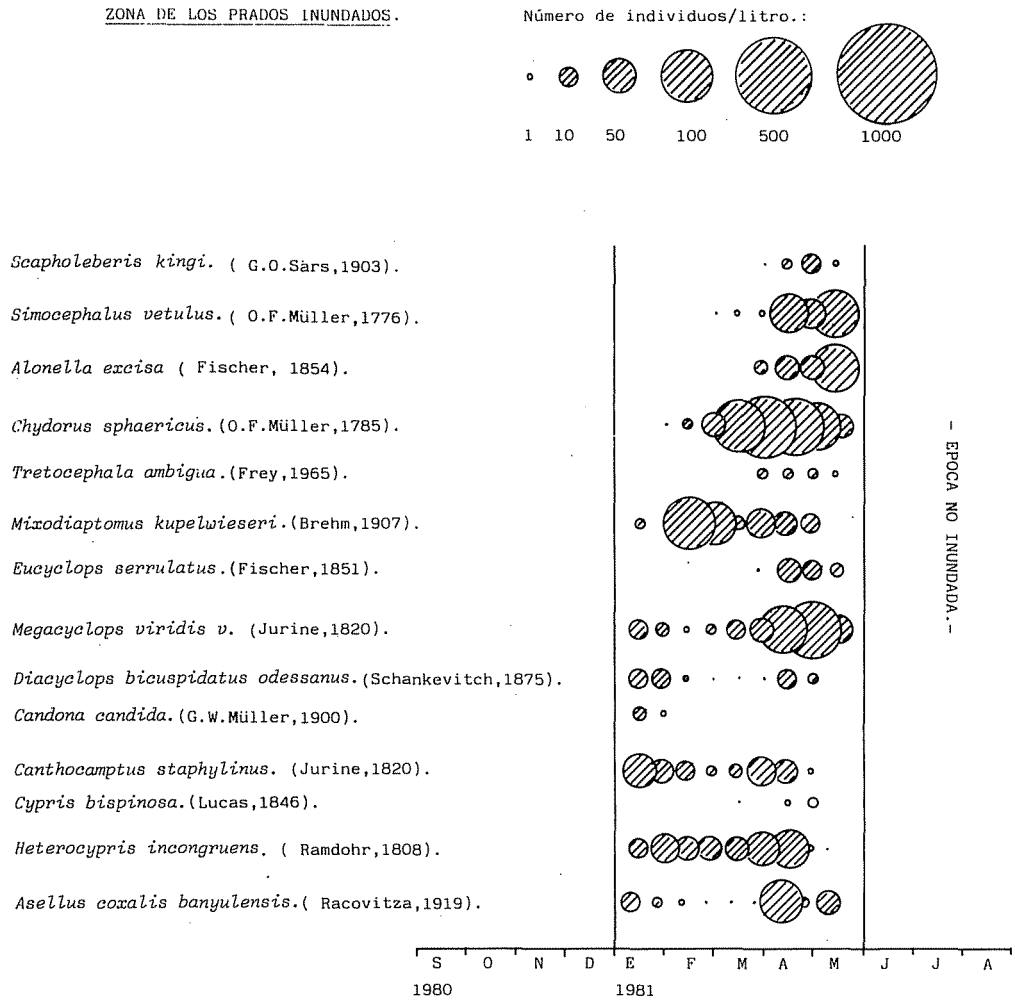


Fig. 6. Crustáceos de los prados que se inundan en la zona de "La Tordera" y densidades en las que se presentan a lo largo del año.

Cypridopsis parva, Cypris bispinosa, Asellus coxalis banyulensis, Megacyclops viridis y *Diacyclops bicuspidatus odessanus* (figs. 4 a 6). También cabe destacar que *Ceriodaphnia laticaudata* y *Pleuroxus laevis* sólo han sido localizadas en aguas temporales.

La composición química global del agua es muy uniforme en toda la zona, en especial respecto a la mineralización (Sulfatos, cloruros, alcalinidad) si bien hay pequeñas diferencias en el comportamiento de estos parámetros que es conveniente destacar. La mineralización aumenta a medida que las charcas se secan. Como la duración del agua en cada una de las zonas es distinta, unas se mineralizan más rápidamente que las otras. Otro factor importante es la circulación del agua ya que si ésta circula rápidamente facilita la eliminación de las sales acumuladas. Esto explicaría que en la laguna, con una

tasa de renovación menor la concentración de sales a finales de verano sea muy grande en comparación con el resto (fig. 7).

Otros parámetros físico-químicos, el pH; la temperatura; la concentración de fosfato, de nitritos, de nitratos y el oxígeno disuelto, registran fluctuaciones diarias muy diferentes en cada una de las tres áreas muestreadas. En dos experiencias realizadas, una en febrero y otra en marzo, en la que se recogían muestras cada tres o cuatro horas durante todo el día, se constató que las variaciones de cada uno de los parámetros eran más bruscas en el prado inundado y más amortiguadas en la laguna. Ello es comprensible ya que en las zonas donde hay poca profundidad y existen sucesivas variaciones de nivel de agua (como ocurre en los prados inundados) no puede desarrollarse un ambiente con cierta estabilidad y por tanto se producen grandes fluctuaciones ambientales.

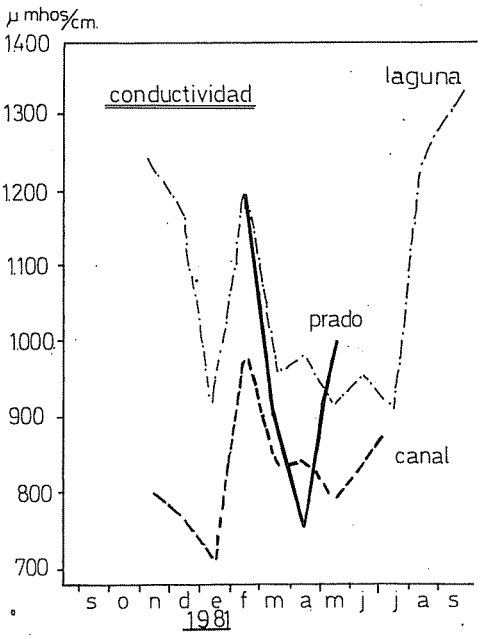


Fig. 7. Mineralización del agua en los diferentes medios estudiados.

DISCUSION

La distribución en especies de crustáceos en relación a las características hidrológicas —aguas permanentes, aguas temporales, duración media de las inundaciones, y proximidad de la capa freática— es un sistema útil para tipificar cada uno de los ambientes estudiados. Así por ejemplo, si un nivel bajo en inundación es un elemento desfavorable para el desarrollo de los crustáceos planctónicos, no lo es en cambio, para los propios del bentos. Por otra parte el desarrollo de una comunidad más estable precisa de condiciones hidrológicas más constantes.

La mayoría de las especies de crustáceos identificadas en "La Tordera" han sido también citadas por diversos autores (MARGALEF 1953, PROSZYNSKA 1962b, DUSSART 1969, FLÖSSNER 1972, BRONSTEIN 1947, TETART 1974, ARMENGOL 1978) en aguas someras y en zonas muy ricas en vegetación acuática y en general se trata de especies eurioicas.

El tipo de comunidad que se encuentra en la laguna presenta características más estables y no es tan susceptible a las fluctuaciones del nivel del agua. Se trata de especies que, en general, han sido descritas en zonas litorales de los lagos y lagunas, entre la vegetación sumergida y emergida. Quizás la especie con más preferencia a una vida típicamente planctónica sea *Daphnia longispina*, aunque ha sido considerada por varios autores como eurioica (MARGALEF 1953, ARMENGOL 1978, PACAUD 1939, PROSZYNSKA 1962a). *Thermocyclops dybowskii* es otra especie de comportamiento similar a la anterior, ya que ha sido citada tanto en el plancton como en la zona litoral de lagos (DUSSART 1969, GURNEY 1933). Otras especies como *Eucyclops serrulatus* y *Macrocyclops fuscus* se encuentran en la laguna por su incapacidad de resistir la desecación, si bien la primera parece sobrevivir en estado adulto, la falta de agua por espacio de un mes siempre y cuando el sedimento conserve cierta humedad (MARGALEF 1953. SPANDL 1925).

En contraposición a las especies exclusi-

vas de las aguas permanentes existen aquéllas que han podido desarrollar adaptaciones a los medios fluctuantes, como las aguas temporales, ya sea adoptando formas de resistencia a la sequía, o bien ajustando la duración de su vida activa al período de inundación. Suelen ser especies univoltinas y de desarrollo monocíclico. En los prados inundados, donde las condiciones de sequía son bastante severas, el grupo de crustáceos que se desarrollan después de la inundación, son aquéllos que superan el período de sequía mediante huevos de larga duración. Este es el caso de los cladóceros, de algunos ostrácodos como *Candona candida, Eucypris virens* y *Heterocypris incongruens* y del diaptómido *Mixodiaptomus kupelwieseri.* Los canales y en las zonas con helófitos, donde el período de sequía no es tan drástico puesto que la capa freática se aleja poco de la superficie del suelo, permiten el desarrollo de aquellas especies que superan este período en estado de latencia enterrados en el fango como *Cyclops strenuus strenuus, Canthocamptus staphylinus, Diacyclops bicuspidatus odessanus, Megacyclops viridis* y *Cyclocypris ovum* (WIERZBICKA 1962-66, STELLA & MARGARITORA 1968, CHAMPEAU 1970, ELGMORK 1955). *Cyclops strenuus strenuus* aparece inmediatamente después de la inundación en estadios de copepodito IV-V con un ciclo univoltino y de esta manera se adapta al carácter temporal de las inundaciones. Esta particularidad le da una posición privilegiada ya que siendo carnívora le permite, durante esta primera época, explotar las poblaciones nauplianas o inmaduras de otros crustáceos que están presentes en la fase inicial de las inundaciones (PROSZYNSKA 1962a, TETART 1974). Para *Canthocamtus staphylinus* se ha dicho que pasa el período de sequía estival en estado adulto, siendo los individuos femeninos fecundados los que soportan este período (DONNER 1928, SMYL 1957). Lo mismo se ha descrito para *Cyclops strenuus strenuus* (ELGMORK 1955). También son los adultos de *Cyclocypris ovum* los que sobreviven enterrados entre los sedimentos húmedos durante el período seco. Esto explica en parte su ausencia en aquellas zonas con período largo de sequía (TETART 1974).

Es de resaltar la gran proporción de ostrácodos que se encuentran en estas zonas inundables en comparación con las otras más permanentes. Esto se debe en parte a que estas especies son de desarrollo rápido y sus huevos son desecables por lo que pueden reconstruir sus poblaciones con rapidez. Su régimen bentónico y detritívoro también favorece su mayor adaptación. *Eucypris virens* incluso parece que sea capaz de ingerir minerales que se encuentran en el sedimento (TETART 1974).

La mayoría de las especies encontradas en esta zona son cosmopolitas, pero existen dos que tienen un interés biogeográfico particular ya que su área de distribución dentro de la península Ibérica se limita por el momento a la provincia de Girona, en las zonas más cercanas al litoral costero. Una de ellas es la *Tretocephala ambigua* que resulta ser una nueva cita para la península Ibérica, y la otra es *Mixodiaptomus kupelwieseri* que es considerada como especie característica de aguas temporales (DUSSART & AGUESSE, 1956) y poco mineralizadas.

BIBLIOGRAFIA

AGUESSE, P. 1956. Quelques considérations sur les cópedodes de la Camargue. Vie et Milieu, VII (1): 38-42.

ALONSO, M. & ARMENGOL, J. 1981. Distribució dels diaptómids ibèrics en relació amb àrees geogràfiques próximes: Factors històrics i ecològics. *Treb. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 9: 135-145.

ARMENGOL, J. 1972. Ostràcods de la vall de Bigues. *Treb. Soc. Cat. Biol.*, XXXII: 121-125.

1977. Los crustáceos de las aguas del valle de Bigues (Barcelona). *Graellsia.*, XXXI: 235-246.

1978. Los crustáceos del plancton de los embalses españoles. *Oecologia aquatica*, 3: 3-96.

BRONSTEIN, Z.S. 1947. *Ostracodes des eaux douces.* Faune de l'URSS. II. Academ. Sciences URSS. Moscou. 340 págs.

CHAMPEAU, A. 1970. *Recherches sur l'écologie et l'adaptation à la vie latente des copépodes des eaux temporaires provençales et corses,* "Thèse, Université d'Aix-Marseille."

DONNER, F. 1928. Die Harpactizeden der leipziger umgehundg und der schneeberger erzbergwerche. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 20: 221-353.

DUSSART, B. & AGUESSE, P. 1956. Sur quelques crustaces de Camargue et leur écologie. *Vie et Milieu,* VII : 481-520.

DUSSART, B. 1967. *Les copépodes des eaux continentales d'Europe Occidentale. Vol. I* Boubée. París. 500 págs.

1969. *Les copépodes des eaux continentales d'Europe Occidentale. Vol. II* Boubée. París. 292 págs.

ELGMORK, K. 1955. A resting stage without encystment in the annual cycle of the freshwater copepod *Cyclops strenuus strenuus. Ecology* Vol. 36. 4: 739-743.

FLOSSNER, D. 1964. Zur cladocerenfauna des Stechlinsee-Gebietes. II. Ökologische Üntersuchungen über die litoralen Arten. *Limnologica.* 2: 35-103.

1972. Krebstiëre (Crustacea). Kiemen-und Blattfüsser, Branchipoda, Fischläuse, Branchiura. *Die tierwelt Deustchlands,* 60: 1-501.

GURNEY, 1933. *British freshwater copepoda. III "Cylopoida".* The Ray Society. London, 384 pp.

MARGALEF, R. 1950. Algunos crustáceos interesantes de las aguas dulces y salobres de España. *Publ. Inst. Biol. Apl.*, 7: 131-152.

1953. *Los crustáceos de las aguas continentales ibéricas.* Biología de las aguas continentales, 10. Minist. Agric. Inst. Forest. Invest. y Exp., Madrid, 243 págs.

1974. *Ecología.* Omega, Barcelona, 951 págs.

NEGREA, S. & NEGREA, A. 1975. *Ecologia Populatiilor de Cladoceri si gasteropode din zona inundabilá a Dunárii.* Ed. Academ. Republicii Socialiste România. Bucvresti. 232 págs.

PACAUD, A. 1939. Contribution à l'écologie des cladocéres. *Bull. Biol. Fr. Belg.* Suppl., 25: 1-260.

PETIT & SCHACHTER. 1954. La Camargue, étude écologique et faunistique. *Ann. Biol.*, 30 (5-6): 193-253.

PROSZYNSKA, M. 1962a. Cladocers and copepods of water bodies of Tatra montains and Podhale Region some remarks on typology of pools. Int. of Zoology of Polish Academy of Science. Warsowa. 1. VIII.: 157-166.

1962b. The annual cycle in occurrence of Cladocera and Copepoda in Small Water Bodies. *Polsk. Arch. Hydrobiol.* X (XXIII): 379-422.

SCOURDFIELD, D.J. & HARDING, J.P. 1958. A key to the British species of freshwater Cladocera with notes on their ecology. (2nd. ed.) *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.*, 5: 55 págs.

SMIRNOV, N.N. 1971. *Chydoridae of the world's.* Fauna de la URSS. serie nº 101. 529 págs.

SMYLY, W.J.P. 1957. Distribution and seasonal abundance of entomostraca in moorland ponds near windermere. *Publ. Freshw. Biol. Ass.* 11: 50-72.

SPANDL, H. 1926. *Copepoda and branchiura.* Biol. Tiere Deutschlands 15. 82 pp.

STELLA, E. & MARGARITORA, F. 1968. La fauna ad entomostraci di acque astatiche del Lazio. Acad. Nazionale dei XL serie IV. Vol. XVIII: 89.

TETART, M. 1974. Les Entomostracés des milieux peu profonds de la vallée du Rhône. Essai d'étude écologique: compositions des associations et répartition des espèces. *Trav. Lab. Hydrob. Pisc. Grenoble,* 64-65: 109-245.

WIERZBICKA, M. 1962. On the resting stage and mode of life of some species of *"Cyclopoida". Pol. Arch. Hydrobiol.*, 10: 215-229.

--1966. Les résultats des recherches concernant l'état de repos (resting-stage) des *Cyclopoida. Verh. Internat. Verein Limnol.*, 16: 592-599.

Criterios básicos para la clasificación limnológica de las masas de agua continentales de pequeño volumen de España

Miguel Alonso; Montserrat Comelles

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.
Avda. Diagonal, 645. Barcelona–28.

SUMMARY

BASIC CRITERIAL FOR A LIMNOLOGICAL CLASSIFICATION OF SMALL EPICONTINENTAL WATER BODIES IN SPAIN.

The study of 250 ponds and lagoons was started several years ago and led to the accumulation of a considerable amount of information. We have selected physical parameters, as turbidity and periodic dessication, chemical parameters as mineralization of water, and biological parameters as is the composition of biocenoses, on which to fundament a typology and ordination of the different ponds and groups of ponds. The projection of the different types on a map, provides a geographical expression to our attempt of cataloguing the Spanish waters.

INTRODUCCION

La idea de elaborar un catálogo de las masas de agua naturales a nivel nacional ya tiene un precedente (PARDO, 1948), y puede decirse que el contraste entre su lectura y la realidad pone en evidencia la línea regresiva en que entró la consideración de los sistemas acuáticos naturales de la península; es sorprendente constatar como desaparecen o sucumben a la contaminación las charcas y lagunas de localización asequible y como se mantienen en buen estado biológico y en un total anonimato las de situación solitaria o más o menos recóndita.

De los trabajos que sirven a Pardo en la elaboración de su catálogo, bien pocos son los que desarrollan alguna información biológica, aparte de la pesca y la caza, y destacan solamente los nombres de Arévalo, Caballero, Lozano, Margalef y el propio Pardo, como pioneros de la limnología española. Sin haberse avanzado demasiado, desde aquellas fechas y a nivel nacional, cabe citar los trabajos de ARMENGOL *et al.* (1975) sobre las lagunas de La Mancha, MARGALEF I MIR (1981) sobre el E. y el NE de España, BIGOT & MARAZANOF (1965) sobre las Marismas del Guadalquivir, y varios trabajos de MARGALEF (1948, 1951, 1952a, 1952b, 1953, 1956) sobre el Pirineo de la Cerdanya, las islas Baleares, Andorra y el NO de Espa-

ña, como modelos de trabajos de limnología regional.

El proyecto de elaborar un nuevo catálogo con orientación e información ecológica cuenta ya con varias campañas de inspección y muestreo, realizadas desde 1978, que han reunido información sobre un total de 250 charchas y lagunas dispersas por el país.

Del reconocimiento de varios parámetros de valor determinante surgió la idea de comprobar las posibilidades de sistematización de los volúmenes naturales de agua, y con ella, lograr una colección de datos limnológicos que puedan ser de utilidad para futuros estudios y estudiosos del medio acuático continental. Cabe decir que, de los distintos grupos de organismos que pueblan estas aguas, se da mayor importancia a los macrófitos y a las comunidades de crustáceos por varios motivos, entre ellos, la mayor facilidad de observación y manejo, y el buen estado en que se encuentra la sistemática de ambos grupos.

DISCUSION

Los parámetros ambientales que se consideran básicos y de cuya combinación se elabora la tipología ecológica referida son la periodicidad, la mineralización y la turbidez.

La figura 1 reúne y relaciona los factores que los determinan: el clima, la profundidad de la cubeta, la naturaleza del sustrato y el tipo de drenaje. Así, dentro de las regiones áridas predominan las aguas temporales (la inundación sólo es posible cuando la tasa de precipitación supera a la evaporación, lo que ocurre a principios de año), y sólo se mantienen como permanentes en cubetas suficientemente profundas. El clima condiciona el tipo de drenaje, de manera que la baja pluviosidad favorece el endorreismo con la consiguiente salinización de las aguas, especialmente cuando los materiales de la cuenca son solubles. En sistemas exorreicos, bien drenados, solamente persisten los sistemas acuáticos enclavados en sustratos pocos solubles. Del mismo modo, la naturaleza del sustrato puede conllevar una turbidez permanente de las aguas (especialmente en suelo arcilloso), si bien lo habitual es un aclaramiento del agua progresivo desde el período inicial de llenado hasta la fijación del sedimento por la vegetación.

A continuación se expone brevemente cada uno de los tipos resultantes de las combinaciones apuntadas en la figura 1.

AGUAS TEMPORALES

La localización de las aguas temporales se relaciona con la tasa de evaporación y la pluviosidad y, aparte de la aparición esporádica de charcas de lluvia en puntos aislados, las zonas esteparias (donde la pluviosidad anual es inferior a los 600-700 mm.) y las montañas, son enclaves característicos para su formación.

Bajo la denominación de aguas temporales se reúnen volúmenes de agua de distinta envergadura, desde pequeños charcos efímeros sin cubeta definida, hasta verdaderas lagunas en las que entre dos períodos secos consecutivos pueden mediar varios años.

Desde el punto de vista faunístico, biogeográfico y ecológico, estas aguas ofrecen un gran interés. Las de duración efímera, concretamente, han actuado como refugio para especies antiguas (algunas conocidas en sedimentos triásicos), preservándolas de la competencia y la predación de organismos más evolucionados pero que requieren sistemas más estables.

El poblamiento vegetal de estas aguas varía en composición y riqueza según su volumen y calidad. Por razones obvias, está formado por especies de desarrollo rápido y poca envergadura. En las de cubeta definida y llenado anual suele existir un cinturón de helófitos a su alrededor, mientras que en charcas pequeñas formadas sobre suelo arcilloso es frecuente que éstos falten por completo y sólo se presente alguna especie sumergida de porte pequeño y crecimiento rápido.

Las características comunes de las especies sumergidas son la precocidad del ciclo (éste debe terminar antes del verano) y la posibilidad de dejar asegurada la germina-

ción en un futuro llenado de la cubeta. La presencia de carófitos y de *Ranunculus* sp. (con especies distintas para distintas calidades de agua) es casi constante en las aguas efímeras.

Este amplio grupo de aguas acepta una variada composición faunística. Destaca una comunidad de crustáceos de estructura muy característica que se repite en todas ellas, formada por una o varias especies de diaptómidos (especies de tamaños distintos), grandes eufilópodos (concostráceos, notostráceos y anostráceos) y algunos cladóceros. Comparten con las especies vegetales la característica de cerrar sus ciclos vitales en un tiempo relativamente corto y producir huevos durables. Su régimen, fundamentalmente detritívoro, explica el desarrollo de una biomasa animal importante en aguas con una producción primaria tan reducida; en concreto, los anostráceos obtienen su alimento filtrando barro y aprovechando la materia orgánica a él asociada. La comunidad así estructurada, con uno o todos los elementos citados, es característica de las etapas iniciales de la rápida sucesión que acontece al iniciarse el período de llenado.

En aguas más duraderas aumenta la probabilidad de colonización por parte de especies de otros grupos más evolucionados (estadios larvarios de insectos y anfibios), en su mayoría predadores activos, por lo que la comunidad inicial indicada desaparece para dejar paso a especies de menor tamaño (con mayores probabilidades de supervivencia por ser más difíciles de capturar) como pequeños cladóceros y ciclópidos. En este caso, la comunidad vegetal suele ampliarse con espe-

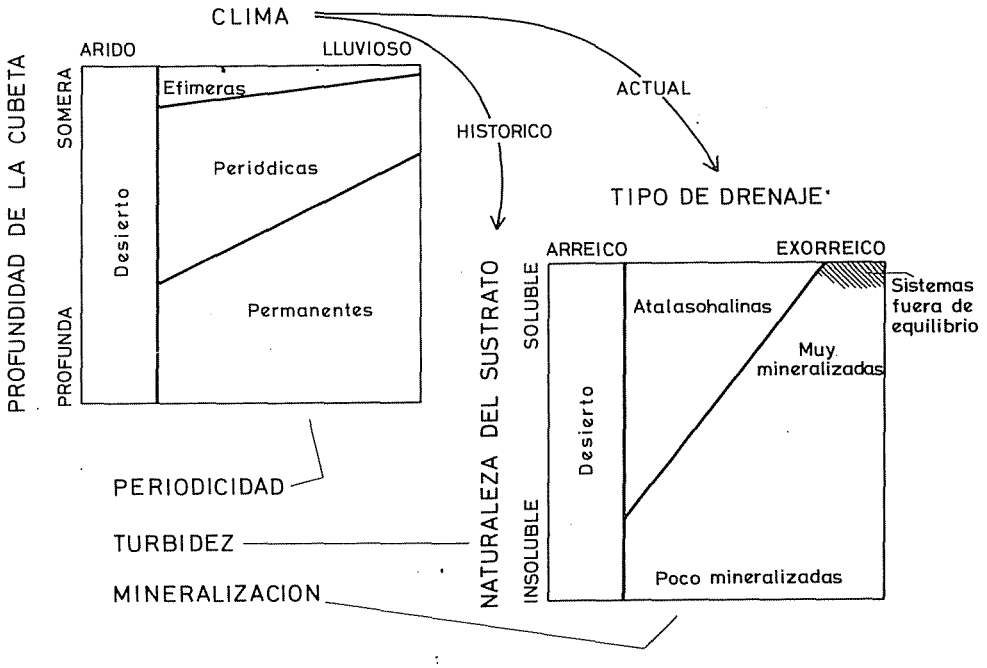


Fig. 1. Relación de síntesis entre los factores que determinan la periodicidad, la mineralización y la turbidez de las aguas continentales de pequeño volumen de España.

cies propias del litoral de aguas más permanentes y pueden aparecer fanerógamas sumergidas de ciclo más retardado.

La estenocoria, característica común a los organismos citados, permite utilizar a éstos como indicadores biológicos. En el caso de los anostráceos es muy marcada (ALONSO, 1980a), pero se trata de un grupo relativamente poco representado. Los diaptómidos muestran excelentes perspectivas en este sentido (HUTCHINSON, 1967), puesto que a su estrecha tolerancia ambiental y al gran número de endemismos regionales que incluye, se une su abundancia en las aguas continentales; en nuestro país, la mayoría de las especies son de aguas temporales.

El análisis de la composición faunística de la comunidad revela interesantes relaciones biogeográficas entre zonas de nuestro país y países del norte de Africa (GAUTHIER, 1931) y del centro y este de Europa (LOFFLER, 1978; HRBÁCEK *et al.*, 1978; KIEFER, 1978), y si las comparaciones se establecen teniendo en cuenta los tipos biológicos, se observa que esta estructura se mantiene en aguas de características similares de todo el mundo (BAYLY & WILLIAMS, 1977; HUTCHINSON, 1967).

ATALASOHALINAS LIMPIAS

Son frecuentes en cuencas endorreicas, especialmente en Los Monegros, La Mancha y el bajo Guadalquivir. En ellas se alcanzan valores de salinidad entre 5‰ y 200‰, y es característica la formación de precipitados salinos en el sedimento en épocas de mayor concentración de sales; a este respecto cabe señalar la formación de costras constituidas por cristales, a veces de un grosor considerable (varios centímetros) de distintos minerales: sulfato magnésico (sal de Madrid) características de La Mancha, donde se han explotado como yacimientos de sales purgantes; de mirabilita, yeso, halita, etc. (EUGSTER & LAWRENCE, 1978), que en el caso concreto de Los Monegros ya han sido estudiadas (PUEYO, 1978-79).

La biocenosis propia de estos enclaves acuáticos es característica y queda limitada en su perímetro por la comunidad halófila de *Salicornia*. Los helófitos más característicos que ocupan sus orillas son *Scirpus maritimus, Juncus maritimus, Phragmites australis* entre otros, y es común que en la capa superficial del sedimento se den fenómenos de reducción y aparezcan bacterias rojas del azufre *(Lamprocystis)*. Es típica la formación de una pradera de carófitos, formada principalmente por *Chara galioides* y *Lamprothamnium papulosum* (CIRUJANO, 1980; COMELLES, 1981), a veces acompañada por alguna especie del género *Tolypella* (como *T. glomerata* y *T. hispanica)* (COMELLES, 1982; en prensa) y *Ruppia* sp.; el género *Ranunculus* tiene también alguna especie propia de aguas atalasohalinas.

Las comunidades animales aparecen bastante simplificadas debido a la rigurosidad del ambiente; entre los crustáceos, son los más típicos *Arctodiaptomus salinus, Cletocamptus retrogressus, Heterocypris salina* y *Brachionus plicatilis*. En caso de lagunas muy efímeras, puede aparecer *Branchinectella media*, y en períodos de menor salinidad (mayor dilución de las sales). *Daphnia atkinsoni* puede convertirse en un colonizador habitual, así como el hemíptero *Sigara selecta* (las especies de este género pueden penetrar en aguas del 70‰).

Existe un subtipo de estas aguas que comprende las fuertemente mineralizadas, pero que no llegan a tener sabor salado; son frecuentes en todas las estepas del país, pero con preferencia en el norte de Castilla la Vieja, y en ellas aparecen *Chara canescens, Chara aspera* y *Potamogeton pectinatus*. La fauna es igualmente más rica que en el caso anterior, y como especies de crustáceos indicadores aparece *Metacyclops minutus* y *Daphnia atkinsoni (Mixodiaptomus incrassatus* en las turbias). En las más persistentes es frecuente hallar sanguijuelas y larvas de insecto, y entre los crustáceos, *Alona rectangula, Arctodiaptomus wierzjeskii* y *Daphnia magna*.

Un caso particular de este grupo lo constituyen las aguas "sódicas", en las que pueden darse valores extremos de alcalinidad; *Chara canescens* y *Tolypella salina* (aunque es especie muy rara), pueden vivir en ellas (COMELLES, 1982).

ATALASOHALINAS TURBIAS

Si bien la falta de luz acostumbra a impedir el desarrollo de macrófitos sumergidos en las zonas profundas, cabe citar la aparente afinidad de *Althenia filiformis* por ese tipo de aguas, especialmente si predominan los cloruros (ALONSO *et al.*, 1980). En las comunidades animales destacan las especies argilófilas *Moina mongolica* (GAUTHIER, 1954, MARGARITORA, 1971; ALONSO, en prensa) y *Branchinella spinosa.*

DULCES LIMPIAS

Se distribuyen por toda la península, en las llanuras en invierno-primavera, y en las montañas en verano. Normalmente se encuentran sobre sustrato rocoso, a veces marmitas excavadas en la roca o en materiales pedregosos de sedimentos fluviales (terrazas fluviales, gravas, arenas). También pueden consistir en meros charcos de lluvia que inundan la vegetación terrestre, por ejemplo en zonas de pastos.

La falta de una cubeta profunda uniformiza la vegetación sumergida en toda su extensión, y es típica la presencia de una pradera continua de carófitos *(Chara aspera, Chara fragifera, Chara globularis),* aunque también pueden hallarse especies de *Ranunculus, Glyceria, Elatine, Callitriche, Veronica, Mentha,* etc.

Phragmites y *Typha* suelen representar a la vegetación helofítica, y es común la presencia de *Eleocharis palustris* y *Juncus heterophyllus* en las efímeras de aguas finas; también es en este caso donde es posible encontrar *Isoetes* y la escasa *Marsilea quadrifolia,* así como varias especies de *Nitella.*

La presencia de vegetación sumergida y el desarrollo de algas permite la presencia de gran número de especies animales, lo que por supuesto complica el intento de definir un grupo de organismos característico. Es interesante y característica principalmente de las aguas más efímeras la presencia de un diaptómido de tamaño medio (1,5–2,5 mm.) intensamente coloreado de rojo, habitualmente *Diaptomus cyaneus admotus,* y un anostráceo, que suele ser *Chirocephalus diaphanus,* o bien *Tanymastix stagnalis.* Esta estructura emparenta las charcas de invierno y primavera esteparias con las de verano de montaña (MIRACLE, 1978). En comunidades más complejas puede aparecer *Cypris bispinosa, Lepidurus apus* y *Hemidiaptomus roubaui.* Estas especies cuentan con representantes centroeuropeos, por lo que en este caso, las relaciones se establecerían entre las zonas españolas de aridez moderada y de países del centro de Europa. En este sentido, el género *Lepidurus* parece ser más indicador de estas condiciones que *Triops,* mucho más "aridófilo" (BAYLY & WILLIAMS, 1977).

En algunas regiones españolas, *Diaptomus cyaneus* se ve sustituido por otras especies de diaptómidos de tamaño similar: en Galicia, por *D. castor,* en los Pirineos y la cordillera cantábrica, por *D. castaneti,* y en el NE de España (Girona), por *Mixodiaptomus kupelwiesseri.*

En aguas más persistentes y sobre todo en aquéllas que inundan áreas con vegetación terrestre (prados), suele desarrollarse una comunidad compuesta de especies eurioicas y cosmopolitas, muchas veces coinciden con la del litoral de lagos permanentes. En general, es común la presencia de *Chidorus sphaericus, Megacyclops viridis, Eucypris virens,* y sobre todo, *Simocephalus vetulus.*

Las charcas de agua dulce en general, suelen estar habitadas por estadios larvarios de insectos y anfibios, y no es rara la presencia de ricas comunidades de gasterópodos *(Physa acuta, Limnaea glabra, L. palustris, L. auricularia, Planorbis* sp., *Pisidium* sp., etc.).

DULCES TURBIAS O FANGOSAS

Las charcas de aguas de igual calidad a las anteriores pero fangosas tienen un interés especial. Son frecuentes en Andalucía y Los Monegros, y se forman sobre sustrato arcilloso o margoso, en invierno-verano. *Chara globularis* y *Ranunculus* sp. parecen ser las especies de macrófitos que resisten mejor la falta de luz de estas charcas.

La comunidad de crustáceos consta principalmente de entomostráceos del grupo de los argilófilos. *Mixodiaptomus incrassatus* y *Moina brachiata* no faltan casi nunca en los inventarios, por lo que las consideramos especies típicas de la comunidad; las especies acompañantes, también típicas de estas aguas, se distribuyen en España por áreas restringidas, lo que permite utilizarlas como indicadores de relaciones biogeográficas con otros países; en Andalucía, la presencia generalizada de *Triops cancriformis mauritanicus* y *Streptocephalus torvicornis*, y las pocas citas de *Daphnia atkinsoni bolivari*, reflejan las afinidades faunísticas entre esta región y el norte de Africa (GAUTHIER, 1937; ALONSO, 1980b). Al N del sistema bético se produce un cambio a nivel de estas especies acompañantes, de manera que las citadas desaparecen para dar paso a *Branchipus schaefferi* y *Neolovenula alluaudi*. En las estepas de la submeseta norte es abundante *Branchinecta ferox* y constituye un punto de unión con la fauna euroasiática.

AGUAS PERMANENTES

Se encuentran repartidas por todo el país, aunque con menor importancia en las zonas áridas. En realidad, este tipo de aguas es más bien escaso en España, y la mayoría de cubetas de gran volumen son de origen artifical (embalses, estancas, etc.). Las aguas permanentes naturales se localizan preferentemente en las regiones montañosas, y son de volumen moderado (lagunas o ibones de origen glaciar). En las zonas bajas, la mayoría corresponden a lagos y lagunas de origen freático, fluviales o cársticas.

La vegetación de las aguas permanentes suele ser abundante y se desarrolla formando distintas fajas concéntricas distribuidas según la profundidad. En los lagos se diferencia una vegetación de la zona profunda, capaz de soportar la falta de luz, cuyas especies dejan en el período invernal formaciones vegetativas de reserva, raíces, tubérculos o turiones que reanudan el crecimiento al iniciarse el período favorable. En una faja superior se desarrollan especies enraizadas que llegan hasta la superficie del agua, y que también pueden hallarse en aguas dulces temporales. En la faja litoral, de poca profundidad, se desarrolla una vegetación baja, que desaparece al secarse las orillas en verano; a menudo penetra por entre los helófitos formando un estrato bajo entre sus pies; acostumbra a estar formada por una comunidad de carófitos y alguna especie de fanerógama anual de floración y fructificación precoz. Es lógico que las especies del litoral sean a la vez típicas de las aguas temporales, puesto que la duración del ciclo es la misma.

En las lagunas de cubeta plana, solamente la comunidad baja del litoral se diferencia del resto de la vegetación. Un par de especies suele cumplir esta misión, y su distribución prácticamente coincide con la faja de helófitos.

La fauna se caracteriza por poseer especies banales, ubiquistas y cosmopolitas, por lo que el interés faunístico disminuye respecto a las aguas temporales. Por otro lado, es muy uniforme en todo el país y prácticamente en el mundo.

Las fluctuaciones ambientales estacionales acostumbran a ser poco acusadas, por lo que la composición específica de las comunidades animales varía según los ciclos biológicos intrínsecos de las especies. En general, se observan pocos cambios a lo largo del año.

ATALASOHALINAS

En España no existe este tipo de aguas como formación natural, y está representado solamente por los tanques de concentración de sales, que se encuentran predominantemente en la faja costera. Son pocos los organismos adaptados a tan alta salinidad (puede llegar a 200‰), y prácticamente sólo es *Artemia salina* la especie característica, aunque en algunos casos puede hallarse poblaciones extensas de *Hexarthra fennica*. *Ruppia* sp., *Althenia filiformis* y *Najas marina* pueden representar a los macrófitos sumergidos, siempre y cuando la salinidad no sea excesivamente elevada.

DULCES LIMPIAS

Son las que alcanzan mayor volumen, aunque también incluyen pequeñas charcas y lagunas. (Se usa el término charca para designar las aguas permanentes que por su poca profundidad permiten la vida de plantas enraizadas a lo largo de toda la superficie inundada). En la mayoría viven peces, y aunque en España no se conocen especies planctívoras, las formas más pequeñas y los alevines de formas mayores actúan sobre la comunidad de invertebrados seleccionando las especies que, por tamaño o hábitos, resulten más difíciles de eliminar.

Las comunidades de helófitos son variadas, y destacan *Schoenoplectus lacustris*, típico de lagos y lagunas de aguas limpias, y *Cladium mariscus*, de lagos alcalinos. En las aguas de corriente ligera o de tasa alta de renovación, *Apium* e *Iris* pueden representar el papel de helófitos. En la zona profunda, son características las especies de macrófitos *Nitellopsis obtusa* en las alcalinas, *Chara globularis, Potamogeton trichoides, P. pectinatus, Nitella translucens* y musgos en distintos grados de mineralización. En la faja superior se desarrollan especies de *Myriophyllum, Ceratophyllum, Polygonum* y varias especies de *Potamogeton*. La comunidad de *Chara aspera* y *Chara delicatula*, que forma una faja baja alrededor, es típica de lagos y lagunas y puede acompañarse de *Ranunculus*, con lo que el conjunto de esta comunidad no se diferencia en nada de la que se desarrolla en aguas temporales de igual calidad.

En las cubetas profundas puede distinguirse una comunidad planctónica, cuyo representante característico es *Tropocyclops prasinus* en las lagunas de llanura, y *Cyclops abyssorum*, muchas veces acompañado de *Mixodiaptomus laciniatus*, en las de montaña (MIRACLE, 1978). *Daphnia longispina* (o *D. pulex*) es un acompañante común; entre los rotíferos se cuentan *Keratella quadrata, K. cochlearis* y *Polyarthra vulgaris*. La comunidad litoral acostumbra a coincidir con la de aguas someras, por lo que la describiremos conjuntamente.

En la zona litoral buscan refugio y alimento muchas especies mal nadadoras, como *Macrocyclops albidus, Eucyclops serrulatus*, un nutrido grupo de quidóridos *(Chydorus sphaericus, Alona affinis, Graptoleberis testudinaria* y *Eurycercus lamellatus)*, y *Simocephalus vetulus*. La fauna de rotíferos también es rica, con especies vistosas como *Plathyas quadricornis, Trichotria pocillum, Euchlanys dilatata, Lecane* sp. pl. Son abundantes los tecamébidos *Centropyxis aculeata, Difflugia* sp. pl., las larvas del insecto *Cloeon dipterum* (efemeróptero), ditíscidos y driópsidos, ácaros y moluscos.

DULCES TURBIAS

El caso de las aguas turbias o fangosas es frecuentemente en las cuencas miocénicas españolas, arcillosas y margosas, y la mayoría son de origen artificial, por ahondamiento de lagunas o charcas temporales para abrevaderos de ganado, o surgidas en canteras y zonas de explotación de áridos. Si las aguas quedan confinadas en una cubeta arcillosa, la turbidez puede mantenerse permanentemente por la suspensión por turbulencia de partículas de arcilla.

La poca penetración de la luz condiciona una vegetación escasa; *Groenlandia densa* y *Chara globularis* resisten la poca luz en el centro de la cubeta, mientras que *Ranunculus* forma un cinturón litoral característico, en representación de la vegetación de aguas temporales de la cubeta original.

En lo que respecta al poblamiento animal, es característica la presencia de insectos (el hemíptero *Plea*, los anisópteros *Boyeria* y *Cordulegaster*, las larvas del díptero *Chaoborus)*, mientras que *Tubifex* habita el barro del fondo. Son características las larvas de *Pelobates*. El crustáceo característico es *Neolovenula alluaudi*, sobre todo en la mitad norte de España, y aparece en una forma más pequeña e incolora que la de las aguas temporales, donde aparecía teñida de un ligero color anaranjado. *Ilyocy pris gibba* es también característico, y suele acompañarse de algún cladócero como *Ceriodaphnia* o *Daphnia obtusa*.

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, M., 1980a. *Estudio sistemático y ecológico de los eufilópodos (Euphyllopoda) no cladóceros de España.* Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona.

ALONSO, M., 1980b. Nota sobre algunes *Ctenodapnia* de la península ibérica. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 45 *(Sec. Zool.*, 3): 47-53.

1980b. Nota sobre algunes *Ctenodapnia* de la península ibérica. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 45 *(Sec. Zool.*, 3): 47-53.

ALONSO, M., COMELLES, M. & MARGALEF MIR, R., 1980. Nuevas citas para España de *Althenia filiformis* Petit. *Lagascalia*, 9(2): 219-248.

ARMENGOL, J., ESTRADA, M., GUISET, A., MARGALEF, R., PLANAS, M.D., TOJA, J. & VALLESPINOS, F., 1975. Observaciones limnológicas en las lagunas de La Mancha. *Bol. Est. Centr. Ecología*, 8(IV): 11-27. Ministerio de Agricultura.

BAYLY, I.A.E. & WILLIAMS, W.D., 1977. *Inland waters and their ecology.* Longman. Australia.

BIGOT, L. & MARAZANOF, F., 1965. Considérations sur l'écologie des invertebrés terrestres et aquatiques des Marismas du Guadalquivir. *Vie Milieu*, 16: 411-473.

CIRUJANO, S., 1980. Las lagunas manchegas y su vegetación. I. *And. Jard. Bot. Madrid*, 37(1): 155-192.

COMELLES, M., 1981. Contribució al coneixement de les carofícies d'Espanya. *Coll. Bot.* XII (6): 97-103.

1981 en prensa. El gènere *Tolypella* a Espanya. *IV Simposi de Botànica Criptogàmica.* Barcelona.

1982. *Noves localitats i revisió de la distribució de les espècies de caròfits a Espanya.* Tesi de llicenciatura. Universidad de Barcelona.

EUGSTER, H.P. & LAWRENCE, A.H., 1978. Saline lakes. In: *Lakes: Chemistry, Geology, Physics.* Lerman. New York, Heidelberg, Berlín.

GAUTHIER, H., 1931. Catalogue des Entomostracés récoltes par M. Seurat au Sahara Central. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr.*, 22(e): 370-389.

1937. Euphyllopodes et Cladocères continentaux récoltés par M. Monod au Sahara occidental et en Mauritanie. *Bull. Soc. Sc. Nat. Maroc*, 17: 75-98.

1954. *Essai sur la variabilité, l'ecologie, le determinisme du sexe et la réproduction de quelques Moina (Cladocères) récoltées en Afrique et a Madagascar.* Imprimerie Minerva (Alger), 248 pp.

HRBÁCEK, J. KORINEK, V. & FREY, D.G., 1978. Cladocera. In: *Limnofauna Europaea.* Illies, J. ed Verlag-Stuttgart, pp: 189-195.

HUTCHINSON, G.E., 1967. *Treatise on Limnology.* Vol. II. Introduction to the lake biology and the Limnoplankton. John Wiley. New York.

KIEFER, K., 1978. Copepoda non parasitica. In: *Limnofauna Europaea.* Illies. J. ed. Verlag-Stuttgart. pp.: 209-224.

LOFFLER, H., 1978. Anostraca. Notostraca, Concostraca. In: *Limnofauna Europaea.* Illies, J. Ed. Verlag-Stutgart. pp.: 184-188.

MIRACLE, M.R., 1978. Composición específica de las comunidades zooplanctónicas de 153 lagos de los Pirineos y su interés biogeográfico. *Oecologia aquatica*, 3: 167-191.

MARGALEF, R., 1948. *Flora, fauna y comunidades bióticas de las aguas dulces del Pirineo de la Cerdaña.* Monogr. Est. Estudios Pirenaicos (Biología), 2.

1951. Materiales para la hidrobiología de la isla de Ibiza. *P. Inst. Biol. Apl.*, VIII: 5-70.

1952a. La vida en las aguas dulces de Andorra. *1er. Congreso Est. Pir. del Inst. Est. Pirenaicos.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

1952b. Materiales para la hidrobiología de la isla de Menorca. *P. Inst. Biol. Apl.*, XI: 5-112.

1953a. *Los crustáceos de las aguas continentales ibéricas.* Biología de las aguas continentales, 10: 1-243. Ins. Forestal Inv. Exp. Madrid.

1953b. Materiales para la hidrobiología de la isla de Mallorca. *P. Inst. Biol. Apl.*, XV: 5-111.

1956. Algas de agua dulce del Noroeste de España. *P. Inst. Biol. Apl.* XIII: 43-152.

MARGALEF I MIR, R., 1981. *Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E y NE de España y dependencia de la composición química del medio.* Fundación Juan March, Série Universitaria, 157.

MARGARITORA, F.G., 1971. Sulla presenza de *M. mongolica* Daday 1901 della Sardegna occidentale. *Riv. Idrobiol.*, 10: 5-10.

PARDO, L., 1948. *Catálogo de los lagos de España.* Biología de las aguas continentales. Inst. Forestal Inv. Exp. Madrid.

PUEYO MUR, J.I., 1978-1979. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área de Bujaraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (prov. de Zaragoza y Teruel). *Rev. Inst. Inv. Geol. Dip. Prov. Barcelona, 33.*

Indicadores ecológicos de algunos ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW; España): odonatos heterópteros y coleópteros acuáticos

C. Montes[1] y L. Ramírez-Díaz[2]

1 Departamento de Zoología, Universidad de Murcia.

2 Departamento de Ecología, Universidad de Murcia.

SUMMARY

ECOLOGICAL INDICATORS OF SOME AQUATIC ECOSYSTEMS OF "BAJO GUADALQUIVIR" (S.W. SPAIN): ODONATA AND AQUATIC HETEROPTERA AND COLEOPTERA

The indicator value of 56 populations of Odonata and aquatic Coleoptera and Heteroptera was determined from aquatic ecosystems of low Guadalquivir river by a statistical procedure (Binary Discriminant Analysis), as a part of a general ecological study.

In general, permanent sites on sand substrate are used as temporary residences by a great number of migratory species of Coleoptera and few species of Heteroptera. Permanent waters on clay, within the endorheic area are properly used to reside and to breed mainly by Heteroptera and Odonata. Temporary waters of salt marshes support breeding Odonata, Coleoptera and Heteroptera specially adapted to extreme fluctuations and dry periods which are typical of these ecosystems.

INTRODUCCION

El Bajo Guadalquivir y en concreto el área de su antiguo estuario y sector endorreico adyacente presenta una gran diversidad de medios acuáticos lénticos, de aguas someras de muy diferente tipología en cuanto a sus características morfoestructurales y de génesis.

Este hecho junto a la acelerada e intensa influencia humana a que están sometidos estos ecosistemas hace necesaria su tipología y cartografía integral. Esta estrategia surge como requisito básico para la elaboración de un programa racional de evaluación, planificación y gestión de los recursos acuáticos de esta zona de incalculable valor ecológico.

El trabajo forma parte de un intento de clasificación y tipificación general de los medios acuáticos lénticos más importantes del Bajo Guadalquivir y, en especial, del Parque Nacional de Doñana. Una primera aproximación con relación a las características físico-químicas y biológicas de las aguas se ha realizado en un trabajo precedente (MONTES *et al.*, 1982a).

En este artículo se presentan los resultados generales sobre el valor indicador de poblaciones de larvas y adultos de algunas taxocenosis de insectos acuáticos.

SITUACION DE LOS MEDIOS ESTUDIADOS

En base a la tipificación general de la zona estudiada según la calidad físico-química y biológica de las aguas (MONTES *et al.*, 1982a) se escogieron tres tipos diferentes de medios acuáticos: lagunas peridunares permanentes eutróficas del sector de arenas, cuerpos de agua del sector de marisma y lagunas permanentes del sector endorreico bético.

Durante los años 1977 y 1978 se estudiaron mensualmente las poblaciones de larvas de Odonatos y larvas y adultos de Heterópteros y Coleópteros acuáticos en cuatro estaciones de muestreo características de los tres tipos de medios antes citados.

La laguna peridunar de Santa Olalla constituye el cuerpo de agua más importante en cuanto extensión dentro del sector de arenas. Presenta aguas permanentes aunque con importantes fluctuaciones de nivel. Posee un carácter fuertemente eutrófico y oligosalobre-oligopoiquilohalino en un ciclo hidrológico normal, aunque debido al espesor de la capa de limos de sus fondos durante períodos extremos de sequía, puede alcanzar un carácter mixo-polihalino (valores de salinidad de 27.5 g/l, agosto, 1981) a pesar de su cubeta arenosa. Presenta marcadas e importantes oscilaciones diarias y estacionales de la concentración de oxígeno disuelto. La zona limosa y litoral de sus orillas donde se asientan las comunidades acuáticas estudiadas se caracteriza por presentar un mosaico de pastizales eutróficos cubiertos de agua en mayor o menor extensión, según el ciclo hidrológico estacional.

El Lucio del Aro y el Caño Travieso en el sector de marisma arcillosa poseen aguas temporales, presentando una extrema estacionalidad en las características básicas de su medio abiótico. Sus aguas en un ciclo hidrológico normal pueden considerarse como salobres polipoiquilohalinas, con rangos desde mixo-oligohalina-β hasta hiperhalinas. Son ricas en oxígeno y con un carácter global mesotrófico. En la zona litoral existe una densa vegetación de macrófitos flotantes libres de *Ranunculus baudotii* y un denso tapiz de macrófitos sumergidos de *Chara foetida, Zanichellia palustris, Potamogeton pectinatus* y *Ruppia maritima.*

La Laguna de Medina está situada en el sector endorreico sobre un sustrato de margas, con aguas permanentes, aunque puede secarse en períodos extremos. Posee un carácter salobre mesopoiquilohalino es rica en oxígeno y globalmente mesotrófica. La vegetación litoral la constituye un denso tapiz de *Chara foetida, Potamogeton pectinatus* y *Zanichellia palustris.*

Una descripción detallada del tipo de sustrato de sus cubetas, sedimentos, características físico-químicas y biológicas de sus aguas, vegetación, estacionalidad y fuentes bibliográficas, puede encontrarse en MONTES (1980).

METODOS

Se realizaron en cada estación estimas absolutas y relativas de la densidad de las poblaciones de las taxocenosis de insectos acuáticos elegidas.

Las estimas relativas se efectuaron mediante captura por unidad de esfuerzo utilizando una manga cuadrada y otra triangular de 25 y 35 cm. de lado con 0.1 mm. de luz de malla. La densidad absoluta se evaluó mediante muestreo, con una caja cuadrada metálica que delimitaba una superficie de 400 cm^2. El material era extraído de la caja mediante una manga cuadrada de 15 cm. de lado. Para más detalles sobre los métodos empleados, relaciones estadísticas y eficiencia de las estimas de densidad ver MONTES *et al.*, (1982b).

Debido a la similitud espacial y estacional de la estructura abiótica y biótica (MONTES, 1980) las dos estaciones de marisma se consideraron de una forma conjunta como re-

presentantes de los medios acuáticos de este sector.

La búsqueda estadística de grupos de especies con valor indicador de los tipos de medios escogidos se realizó mediante el Análisis Discriminante Binario (STRAHLER, 1978). Esta técnica opera sobre datos de presencia-ausencia de especies en las muestras y los relaciona con algunos tipos o gradientes de características ambientales del medio donde se obtuvieron. De una forma simple permite visualizar las interrelaciones especies-medio detectando grupos con preferencias ambientales similares.

La técnica resulta muy adecuada para el análisis e interpretación de matrices especies-muestras con gran número de ausencias y diferencias marcadas en abundancia (PRESA *et al.*, 1982). Este tipo de matrices resulta común en estudios de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en sistemas de gran heterogeneidad espacio-temporal como el caso estudiado.

RESULTADOS

En el uso del análisis discriminante binario los parámetros ambientales analizados son considerados como variables con varios estados o aspectos. En este estudio se consideraron como estados los tres tipos de medios acuáticos escogidos en función del tipo de sustrato de sus cubetas.

Debido a las limitaciones del programa de cálculo utilizado, se incluyeron en el análisis todas aquellas poblaciones de las diferentes especies de larvas de Odonatos y de larvas y adultos de Coleópteros y Heterópteros acuáticos que se presentaban, al menos, en 5 de las 45 muestras totales (56 especies).

En la tabla I se presentan los resultados del primer paso del análisis, consistente en el cálculo del nivel de significación de los valores del estadístico G, (SOKAL Y ROHLF, 1969) que indica la relación existente entre las poblaciones y los estados del parámetro ambiental (marismas, arenas, endorreismo). Excepto las poblaciones de 6 especies el resto muestran un nivel de significación suficiente como para ser retenidas por el análisis.

Los valores de frecuencia de las casillas de las tablas de contingencia empleadas en el cálculo de los G son convertidos en residuos estandarizados según el método de HABERMAN (1973). Estos valores de las especies para cada uno de los tipos de medios acuáticos se expresan en la tabla II. Los valores positivos indican preferencia por un determinado tipo de medio y los negativos un rechazo al mismo.

El segundo paso o fase del análisis discriminante binario consiste en realizar un análisis factorial de la matriz de residuos estandarizados con objeto de detectar grupos de especies con tendencias de variación conjunta para un determinado estado del parámetro ambiental. Para el caso en estudio al considerar únicamente tres estados del parámetro ambiental (tipos de sustrato) fue suficiente con visualizar la matriz de residuos para detectar grupos de especies con valor indicador sin necesidad de sofisticar la metodología.

Para la laguna de Santa Olalla se encuentra un grupo de poblaciones de 18 especies con valores positivos importantes y formado básicamente por adultos de Coleópteros. Para la marisma se presenta un grupo de poblaciones de 16 especies de larvas y adultos de Coleópteros y larvas de Odonatos y para la laguna de Medina 16 poblaciones, básicamente larvas y adultos de Heterópteros y Odonatos. Estos resultados concuerdan con los análisis realizados anteriormente (MONTES & RAMIREZ-DIAZ, 1982).

DISCUSION

El carácter temporal o permanente de las aguas de los medios estudiados constituye el factor que condiciona básicamente la composición cualitativa, cuantitativa y la distribución temporal de las taxocenosis analizadas.

Los medios temporales, especialmente la marisma que está controlada básicamente por la salinidad y la temperatura, sólo pueden ser colonizados y habitados por poblaciones que hayan desarrollado diferentes estrategias adaptativas a los mismos. De esta forma el grupo de especies con mayores valores posi-

TABLA I. Valores de G y número de presencias para el total de las muestras en el análisis discriminante binario de 56 poblaciones de larvas de Odonatos y larvas y adultos de Coleópteros y Heterópteros acuáticos (*** = P ≤ 0,01; ** = P ≤ 0,05; * = P ≤ 0,1.)

ESPECIES	LAGUNA DE SANTA OLALLA	MARISMA	LAGUNA DE MEDINA
Dryops algiricus (Lucas)	4,53	-2,26	-2,04
Hygrobia tarda (Herbst)	4,44	-2,97	-1,23
Hyphydrus aubei Ganglb.	4,15	-2,05	-1,85
Ochtebius viridis Peyr.	4,13	-3,15	-0,71
Bidessus goudoti (Cast.)	4,13	-2,45	-1,43
Hydrochus angustatus Germ.	3,75	-1,85	-1,67
Rhantus hispanicus Sharp.	3,75	-1,89	-1,67
Corixa affinis Leach	3,66	0,11	-3,63
Noterus laevis Sturm	3,18	-0,82	-2,21
Ochthebius meridionalis Rey	2,78	-0,27	-2,40
Helochares lividus Forst.	2,63	-3,15	0,71
Coelambus paralellogrammus (Ahr.)	2,55	0,75	-3,23
Colymbetes fuscus (L.)	2,32	-2,44	0,27
Berosus affinis Brullé	2,13	-3,54	1,59
Sigara lateralis (Leach)	1,84	0,37	-2,13
Laccophilus minutus (L.)	1,66	-2,06	0,51
Agabus conspersus (Marsh.)	1,64	0,11	-1,67
Larva Dytiscus circumflexus (Fabr.)	1,64	0,11	-1,67
Larva Haliplus sp.	-3,03	4,79	-2,01
Larva Enochrus sp.	-2,50	4,59	-2,34
Enochrus agrigentinus Rttbg	-3,44	4,06	-0,86
Aeschna mixta (Latr.)	-1,99	4,02	-2,21
Lestes barbarus (Fabr.)	-1,96	4,02	-2,21
Berosus spinosus Stev.	0,13	3,65	-3,87
Larva Colymbetes fuscus (L.)	-1,68	3,36	-1,85
Lestes macrostigma (Eversm.)	-1,31	3,54	-2,38
Sympecma fusca (Van der Linden)	-1,52	3,05	-1,67
Larva Notonecta sp.	-0,93	2,87	-2,04
Haliplus andalusicus Wehn.	-0,14	2,74	-2,70
Larva Cybister lateralimarginalis (De Geer)	-0,55	2,78	-2,33
Larva Berosus sp.	-1,74	2,66	-1,06
Enochrus quadripunctatus Hbst.	-0,90	2,66	-1,87
Larva Agabus sp.	0,40	2,41	-2,86
Crocothemis erythraea (Brullé)	-2,66	1,90	0,64
Orthetrum cancellatum (L.)	-2,29	-2,80	5,09
Sigara scripta (Ramb.)	-2,66	-2,16	4,79
Naucoris maculatus (Fabr.)	-0,23	-3,71	4,03
Coelambus pallidulus (Aubé)	1,55	-5,23	4,01
Anax imperator Leach	-2,13	-1,85	3,97
Cymatia rogenhoferi (Fieber)	-2,87	-0,19	3,90
Berosus signaticollis Charp.	-1,99	-2,44	3,65
Anisops sardea Herrich-Schaeffer.	0,74	-3,12	3,51
Larva Anisops sardea Herrich-Schaeffer	-2,33	-1,09	3,36
Larva Naucoris maculatus (Fabr.)	0,47	-3,71	3,36
Larva Plea minutissima Leach	-3,03	-0,44	3,36
Plea minutissima Leach	1,63	-4,79	3,36
Sympetrum foscolombei (Selys)	-4,14	-0,27	2,68
Ischnura graellsi Rambur	-1,38	-1,78	2,05
Nepa cinerea L.	1,66	-2,06	1,51
Coelambus confluens (Fabr.)	-0,54	-2,64	1,23

TABLA II. Residuos estandarizados de Haberman, para cada una de las estaciones estudiadas, de aquellas especies que presentan valores significativos de G.

ESPECIES	FRECUENCIA	G
Hydrochus angustatus Germ.	5	14,07***
Agabus conspersus (Marsh.)	5	5,03*
Rhantus hispanicus Sharp.	5	14,07***
Larva Dytiscus circumflexus (Fabr.)	5	5,03*
Sympecma fusca (Van der Linden)	5	10,80***
Ranatra linearis L.	6	1,91
Lestes macrostigma (Eversm.)	6	13,27***
Hyphydrus aubei Ganglb.	6	17,40***
Dryops algiricus (Lucas)	7	20,96***
Noterus laevis Sturm	8	11,86***
Lestes barbarus (Fabr.)	8	18,61***
Colymbetes fuscus (L.)	8	9,79***
Aeschna mixta (Latr.)	8	18,61***
Larva Notonecta sp.	8	12,03***
Berosus signaticollis Charp.	8	21,39***
Anax imperator Leach	9	21,39***
Larva Gyrinus sp.	9	4,45
Larva Colymbetes fuscus (L.)	9	14,48***
Larva Hygrobia tarda (Hebst)	9	3,98
Nepa cinerea L.	10	4,92*
Laccophilus minutus (L.)	10	5,35*
Orthetrum cancellatum (L.)	10	28,58***
Larva Cybister lateralimarginalis (De Geer)	11	12,50***
Hygrobia tarda (Herbst)	11	22,22***
Helochares lividus Forst.	12	15,15***
Ochthebius viridis Peyr.	12	21,13***
Larva Agabus sp.	12	12,64***
Bidessus goudoti (Cast.)	12	16,76***
Haliplus andalusicus Wehn.	13	9,20**
Cymatia rogenhoferi (Fieber)	14	15,01***
Larva Haliplus sp.	15	26,96***
Larva Anisops sardea Herrich-Schaetter	15	12,59***
Larva Naucoris maculatus (Fabr.)	15	20,87***
Naucoris maculatus (Fabr.)	15	23,84***
Larva Plea minutissima Leach	15	17,59***
Sigara scripta (Ramb.)	17	24,99***
Octhebius meridionalis Rey	17	9,76***
Larva Coelambus sp.	18	1,92
Colambus paralellogrammus (Ahr.)	18	13,67***
Larva Enochrus sp.	20	23,34***
Crocothemis erythraea (Brullé)	21	8,22**
Larva Berosus sp.	23	7,57**
Coelambus confluens (Fabr.)	23	5,18*
Corixa affinis Leach	26	23,24***
Corixa panzeri (Fieber)	26	3,01
Coelambus pallidulus (Aubé)	27	19,65***
Berosus spinosus Stev.	27	20,67***
Ischnura graellsi Rambur	28	10,87***
Sympetrum foscolombei (Selys)	28	26,37***
Enochrus agrigentinus Rttbg.	28	24,89***
Plea minutissima Leach	30	27,57***
Anisops sardea Herrich-Schaeffer	31	11,37***
Enochrus quadripunctatus Hbst.	32	8,45**
Sigara lateralis (Leach)	33	5,86*
Larva Corixidae	36	3,09
Berosus affinis Brullé	36	14,18***

tivos de residuos estandarizados para la marisma y que por lo tanto la caracterizan (tabla III), está compuesto por adultos de Coleópteros, básicamente Hidrofílidos, que emplean el vuelo como forma básica de dispersión (FERNANDO & GALBRAIT, 1973; JACKSON, 1973) pudiendo abandonar el medio cuando las condiciones comienzan a ser adversas. Otros como *Berosus spinosus* pueden pasar el período de sequía enterrados en los sedimentos hasta el siguiente período húmedo (THIERY, 1979). Las larvas de Coleópteros incluidas en este grupo poseen desarrollos larvarios muy cortos pudiendo aprovechar los recursos disponibles durante el corto período favorable o poseer, junto con su carácter eurihalino y euritermo, formas de resistencia en los sedimentos de las cubetas al igual que algunos adultos. Casi todas las larvas de Odonatos características de este grupo poseen un desarrollo larvario corto y huevos que necesitan pasar por un período de diapausa para resistir el período seco y completar su ciclo (AGUESSE, 1960).

El grupo de especies características de la laguna de Santa Olalla está compuesto por adultos básicamente de Coleópteros junto a Heterópteros con gran capacidad de vuelo típicos de aguas dulces o mixo-oligohalinas (tabla III). La gran mayoría de éstos utilizan la laguna como un lugar de residencia temporal durante el período estival en el que la mayor parte de los medios acuáticos colindantes a ésta permanecen secos.

La laguna de Medina, fundamentalmente debido a su carácter permanente, aislamiento geográfico respecto a otros cuerpos de agua y vegetación de macrófitos sumergidos aparece caracterizada básicamente por larvas de Odonatos de desarrollo largo como *Orthetrum cancellatum* (ROBERT, 1958) y *Anax imperator* (CORBET, 1957), por larvas y adultos de Heterópteros acuáticos y algunos adultos de Coleópteros (tabla III).

De forma general, la laguna de Santa Olalla se presenta, principalmente, como un lugar característico de morada, más o menos temporal, de un gran número de adultos de especies de Coleópteros y algunos Heterópteros; la laguna de Medina como estación de reproducción y morada de Heterópteros y Odonatos y las estaciones de marisma para la reproducción de Coleópteros, Heterópteros y Odonatos especializados en sus adaptaciones.

En la tabla III se presentan los grupos de poblaciones indicadoras más importantes

TABLA III. Cuadro resumen de grupos ecológicos de especies indicadoras de los diferentes ecosistemas acuáticos estudiados; ciclo hidrológico 1977-78.

ECOSISTEMA	MARISMA (Lucio del Aro, Caño Travieso)	ARENAS (Laguna de Santa Olalla)	ENDORREISMO (Laguna de Medina)
CARACTERISTICAS AMBIENTALES			
-SUSTRATO	Arcillas	Arenas	Margas
-FLUCTUACIONES ANUALES DEL MEDIO ABIOTICO	Extremas	Importantes	Importantes
-DURACION DE LA INUNDACION	8 meses	Aguas permanentes	Aguas permanentes
-CLORUROS g/l	0,8 - 26	0,4 - 1,7	2 - 5
-OXIGENO mg/l	$\bar{x}$ = 12,0 (s = 3,3)	$\bar{x}$ = 9,2 (s = 2,6)	$\bar{x}$ = 11,3 (s = 3,0)
-GRADO DE EUTROFIA	Mesotrófica	Fuertemente eutrófica	Mesotrófica
-CLOROFILA "a" mg/m^3	$\bar{x}$ = 4,6 (s = 6,2)	$\bar{x}$ = 218,6 (s = 249,5)	$\bar{x}$ = 4,3 (s = 4,5)
-VEGETACION DE LA ECOFASE LITORAL	Tapiz denso de Chara sp. y Potamogetonaceas. Tapiz emergente de Ranunculus baudotii	Pastizal eutrófico de gramíneas en las orillas.	Tapiz denso de Chara sp. y Potamogetonaceas.
-PROFUNDIDAD MAXIMA DEL AGUA EN LA ECOFASE LITORAL. cm	50	40	100
GRUPOS ECOLOGICOS	-Enochrus agrigentinus -Berosus spinosus -Larva Haliplus sp. -Larva Colymbetes fuscus -Larva Cybister lateralimarginalis -Larva Enochrus sp. -Larva Berosus sp. -Sympecma fusca -Lestes barbarus -Lestes macrostigma -Aeschna mixta	-Hygrobia tarda -Hyphydrus aubei -Bidessus goudoti -Noterus laevis -Rhantus hispanicus -Ochthebius viridis -Hydrochus angustatus -Dryops algiricus -Corixa affinis	-Coelambus pallidulus -Berosus signaticollis -Cymatia rogenhoferi -Sigara scripta -Plea minutissima -Naucoris maculatus -Anisops sardea -Larva Plea minutissima -Larva Anisops sardea -Larva Naucoris maculatus -Anax imperator -Orthetrum cancellatum

(valores más grandes de los residuos) de las estaciones de muestreo analizadas junto con los parámetros ambientales más característicos que discriminan a estos medios tal como se expuso en un trabajo anterior (MONTES *et. al.*, 1982a) (grupos ecológicos).

Básicamente la duración de la inundación, el aislamiento geográfico, los tipos de vegetación, el sustrato, la profundidad del agua, los rangos de salinidad y el oxígeno, son los factores de acción controlante más importantes que regulan la repartición de las taxocenosis consideradas en cada uno de los tres tipos de medios acuáticos estudiados.

BIBLIOGRAFIA

AGUESSE, P. 1960. Notes sur l'ecologie des Odonates de Provence. *Ann. Biol.*, 36: 217-230.

CORBERT, P.S. 1957. The life-history of the emperor Dragonfly *Anax imperator. J. Anim. Ecol.*, 26: 1-69.

FERNANDO, C.H. & GALBRAITH, D. 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18: 1.564-1.575.

HABERMAN, S.J. 1973. The analysis of residuals in crossclassified tables. *Biometrics*, 29: 205-220.

JACKSON, D.J. 1973. The influence of flight capacity on the distribution of aquatic Coleoptera in Fite and Kinross-shire. *Entomologist's Gaz.*, 24: 247-293.

MONTES, C. 1980. *Las taxocenosis de Odonatos, Heterópteros acuáticos* y *Coleópteros acuáticos, en el área del Bajo Guadalquivir. Estructura y variación estacional de sus poblaciones y ambiente físico-químico.* Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, 340 p.

MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982. Variación estacional de las taxocenosis de Odonatos, Coleópteros acuáticos y Heterópteros acuáticos en algunos ecosistemas del Bajo Guadalquivir (SW España) durante un ciclo anual. *An. Univ. Murcia (Ciencias)*, XXXVIII (en prensa).

MONTES, C., RAMIREZ-DIAZ, L., & AMAT, J.A. 1982a. Ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW España). I. Características generales físico-químicas y biológicas de las aguas. *Studia Oecol.*, (en prensa).

MONTES, C., MUÑOZ, F., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982b. Estimas absolutas y relativas de la densidad en poblaciones de Odonatos, y Heterópteros y Coleópteros acuáticos en ecosistemas de nivel de agua fluctuante (en este mismo volumen).

PRESA, J.J., MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982. Tipificación de poblaciones de saltamontes (Orthoptera: Acrididae) en relación con la altitud, pisos y tipos de vegetación en la sierra de Guadarrama (Sistema Central, España). *Bol. Asoc. esp. Entom.*, (en prensa).

ROBERT, P.D. 1958. *Les libellules (Odonates).* Delachaux, Niestle, 364 p.

SOKAL, R.R., & ROHLF, F.J. 1969. *Biometry.* Freeman and Co. San Francisco.

STRAHLER, A.H. 1978. Binary discriminant analysis: A new method for investigating species-environment relatioships. *Ecology*, 59: 108-116.

THIERY, A. 1979. Influence de l'assechement estival sur le peuplement d'insectes aquatiques d'un marais saumatre temporaire en Crau (Bouches du Rhone). *Annl. Limnol.*, 15: 181-191.

Estimas absolutas y relativas de la densidad de poblaciones de odonatos, coleópteros y heterópteros acuáticos en ecosistemas de nivel de agua fluctuante

C. Montes[1]; F. Muñoz Valcárcel[2] y L. Ramírez-Díaz[3]

1 Departamento de Zoología, Universidad de Murcia.

2 Departamento de Matemáticas y Estadística, Universidad de Murcia.

3 Departamento de Ecología, Universidad de Murcia.

SUMMARY

ABSOLUTE AND RELATIVE POPULATION ESTIMATES OF ODONATA AND AQUATIC COLEOPTERA AND HETEROPTERA IN ECOSYSTEMS OF FLUCTUATING WATERS

An absolute quantitative method (box sampler) and a relative method (catch per unit effort) were used to evaluate population densities of Odonata and aquatic Coleoptera and Heteroptera in fluctuating water bodies. A high degree of interrelationship among both estimates has been found.

Factors to convert relative estimates into absolutes have been calculated using linear regression techniques. Also by means of multiple regression analyses we have evaluated conversion factors of the population studied as a function of particular environmental factors which significatively affect the density estimates. The main factors affecting the variability of the results obtained with both methods are discussed.

We concluded that the relative method is more convenient than the absolute one to estimate densities of the populations studied. The former do not result in a significant loss of information and involve a much less time-effort consumption.

INTRODUCCION

La estimación del número de individuos de una determinada población es uno de los problemas más importantes y difíciles de abordar en ecología cuantitativa.

Según los objetivos, la escala de trabajo, las taxocenosis y la zona de estudio, las medidas de la densidad pueden ser, básicamente, de dos tipos: absolutas y relativas (SOUTHWOOD, 1978).

Los métodos relativos ofrecen grandes ventajas, ya que dan lugar a extensas muestras con un considerable ahorro de esfuerzo, tiempo y sencillez de procedimientos, pero no producen estimas por unidad de superficie (utilizadas, fundamentalmente, en medidas de producción). Además presentan problemas en la interpretación biológica de los resultados obtenidos ya que están influenciadas por un gran número de factores independientes de la densidad, principalmente

las condiciones ambientales, la composición faunística y la eficacia del investigador (MONTES & RAMIREZ, 1978). Las estimas relativas, por tanto, sólo permiten realizar comparaciones espacio-temporales de la densidad.

Los procedimientos absolutos, a pesar de que implican un mayor consumo de tiempo y esfuerzo, producen resultados mucho más seguros al ser afectados con menor intensidad por factores independientes de la densidad. Poseen una mayor facultad de interpretación en el estudio de la biología y ecología de las poblaciones.

De una forma general, los métodos relativos son característicos de los estudios extensivos o faunísticos y los absolutos de los intensivos o cuantitativos (ELLIOT, 1977). Conociendo las interrelaciones entre los dos tipos de medidas es posible calibrar ambos métodos, obteniéndose densidades absolutas a partir de las relativas (CAUGHLEY, 1977). En cualquier caso, este tipo de ajuste debe ser utilizado con grandes reservas, pues son muchos los factores que se ven implicados como para esperar relaciones simples (RUESINK, 1980).

De una forma general, para realizar estas transformaciones se han empleado distintos procedimientos, principalmente relaciones simples, análisis de regresión y modelos de ajuste y conversión. Estos procesos se utilizan de una forma frecuente en fitopatología para establecer sistemas de control de plagas de artrópodos (KOGAN & HERZOG, 1980). En limnología, y para macroinvertebrados acuáticos, tan sólo LANDIN (1976), SPENCE (1980) y REISEN & MAHMOOD (1981) han estudiado las relaciones y eficiencias de ambos tipos de estimas obtenidad por diferentes métodos.

Este estudio pretende evaluar las relaciones estadísticas existentes entre las estimas absolutas y relativas de algunas poblaciones de insectos acuáticos, obtenidas mediante dos métodos descriptivos diferentes. Así mismo, valorar la eficiencia de ambas técnicas en función de la precisión estadística y el consumo de tiempo en el conjunto de la planificación de programas de muestreo para el estudio de sistemas acuáticos de nivel de agua fluctuante.

METODOLOGIA

La toma de datos se realizó en tres estaciones de muestreo pertenecientes al Parque Nacional de Doñana (SW de España): El Lucio del Aro y el Caño Travieso, situados en el Oeste de la marisma arcillosa, y la laguna de Santa Olalla en la zona de arenas. Una descripción general de las características morfoestructurales, hidrológicas, vegetación y ecofases de cada uno de estos medios acuáticos puede encontrarse en MONTES (1980). La estructura y estacionalidad de las características físico-químicas de sus aguas ha sido estudiada por MONTES *et. al.*, (1982a, b). Estos medios se muestrearon durante los años 1977 y 1978 con una periodicidad mensual, obteniéndose un total de 13 muestras para la Laguna de Santa Olalla y 17 de una forma conjunta para las estaciones de marisma.

El método relativo empleado consistió en la captura por unidad de esfuerzo mediante la utilización conjunta de dos tipos de coladores o mangas de diferente tamaño y forma, una triangular y otra cuadrada de 35 y 25 cm. de lado, respectivamente, y 0,5 mm. de luz de malla. La acción combinada de los dos tipos de mangas permitió la recogida de las especies más móviles.

De una forma general, el procedimiento consistió en recorrer la zona en donde se había realizado la estima absoluta agitando el fondo y la vegetación, a la vez que se pasaba la manga. El número de golpes cesaba cuando en tres mangadas sucesivas no aparecía, a primera vista, ninguna especie nueva registrada en las mangadas anteriores (ELLIOT, 1977). El número aproximado de mangadas oscilaba entre 12 y 15 por muestra. La unidad de esfuerzo obtenida consistió en la suma de todos los individuos recogidos con ambos tipos de mangas, dividido por el número total de mangadas realizadas (MONTES *et. al.*, 1980).

El uso de distintos tipos de mangas y for-

mas de operar con ellas para el estudio de macroinvertebrados acuáticos ha sido muy generalizado en limnología (ELLIOT & TULLET, 1978), resultando muy eficaz en la investigación de las taxocenosis de insectos acuáticos (BRITTAIN & LILLEMMAN, 1978).

Para las estimas absolutas de la densidad se utilizó una caja cuadrada de chapa metálica de 20 cm. de lado (400 cm^2), 50 cm. de altura de pared con dientes en la parte inferior de 4 cm. y un tope para su ajuste al fondo. La extracción de los individuos atrapados dentro de la caja se realizaba por un colador cuadrangular de 15 cm. de lado. Este tipo de unidad de muestreo resulta adecuada para sistemas acuáticos poco profundos y con cubetas de sustrato blando (FREY *et. al.*, 1972). Muestreadores similares (AGUESSE, 1955; HERTEAUX & MARAZANOF, 1965) han sido utilizados en medios acuáticos parecidos, resultando muy eficaces para el estudio de un considerable número de taxocenosis de macroinvertebrados (MARAZANOF, 1969; TOURENQ, 1975; THIERY, 1978).

Las estimas absolutas de densidad de cada una de las poblaciones consideradas se intentaron ajustar a un nivel de precisión entre el 10 y 40% (CUMMINS, 1975). Aproximadamente este nivel implica de 15 a 20 unidades de muestreo en cada una de las estaciones. La operación se realizaba a lo largo de 200 m. de orilla efectuándose cuatro transectos, con 5 unidades de muestreo cada uno, desde la orilla hacia el interior según el gradiente de profundidad.

Las muestras se fijaban en el campo con alcohol al 90% para su posterior estudio en el laboratorio. La extracción de los individuos recolectados se realizó mediante la técnica de flotación de ANDERSON (1959). La toma de las muestras se intentó realizar siempre en condiciones atmosféricas similares.

Más detalles del programa de muestreo y forma de operar pueden encontrarse en MONTES (1980). Como se indicó anteriormente, y al objeto de aumentar el nivel de significación estadística, se consideraron conjuntamente las muestras tomadas en las dos estaciones de marisma (Lucio del Aro y Caño Travieso) debido al menor número de muestras tomadas por el carácter temporal de sus aguas. Ambas estaciones presentan una estructura y estacionalidad abiótica y biótica muy similar (MONTES 1980).

RESULTADOS

La valoración de las relaciones entre las estimas absolutas y relativas de densidad se llevaron a cabo inicialmente mediante análisis de regresión lineal. Se utilizó el empleado por SEBER (1977) que fuerza a anular la ordenada en el origen.

Las estimas absolutas han sido consideradas como variables dependientes para utilizar el modelo de forma predictiva, aunque pueda parecer contradictorio con el propio significado biológico de dichas estimas. La dependencia estadística entre las estimas relativas y absolutas no debe inducir a connotaciones de tipo causal en el sentido biológico (CAUGHLEY, 1977).

Se eligieron las 28 especies de larvas de Odonatos, y larvas y adultos de Heterópteros y Coleópteros acuáticos de la tabla I según sus valores de frecuencia-dominancia. Las tendencias generales observadas en los diagramas de dispersión entre ambos tipos de estimas en cada una de las poblaciones de insectos acuáticos estudiadas, hizo innecesaria cualquier transformación de los datos de partida.

La figura 1 muestra, de una forma global para cada una de las taxocenosis estudiadas, las estimas absolutas sobre las relativas en los dos tipos de estaciones de muestreo estudiados. La tabla I muestra los factores de conversión del análisis de regresión forzado al origen para cada una de las poblaciones de insectos acuáticos consideradas en las estaciones de muestreo.

Excepto para la taxocenosis de Odonatos en la Laguna de Santa Olalla, ambos tipos de estimas presentan un alto grado de relación y ajuste (fig. 1). Las características de la zona litoral de esta laguna, principalmente en relación a los ritmos diarios y estacionales de la concentración de oxígeno disuelto, tipos de sedimentos y vegetación, hacen de este

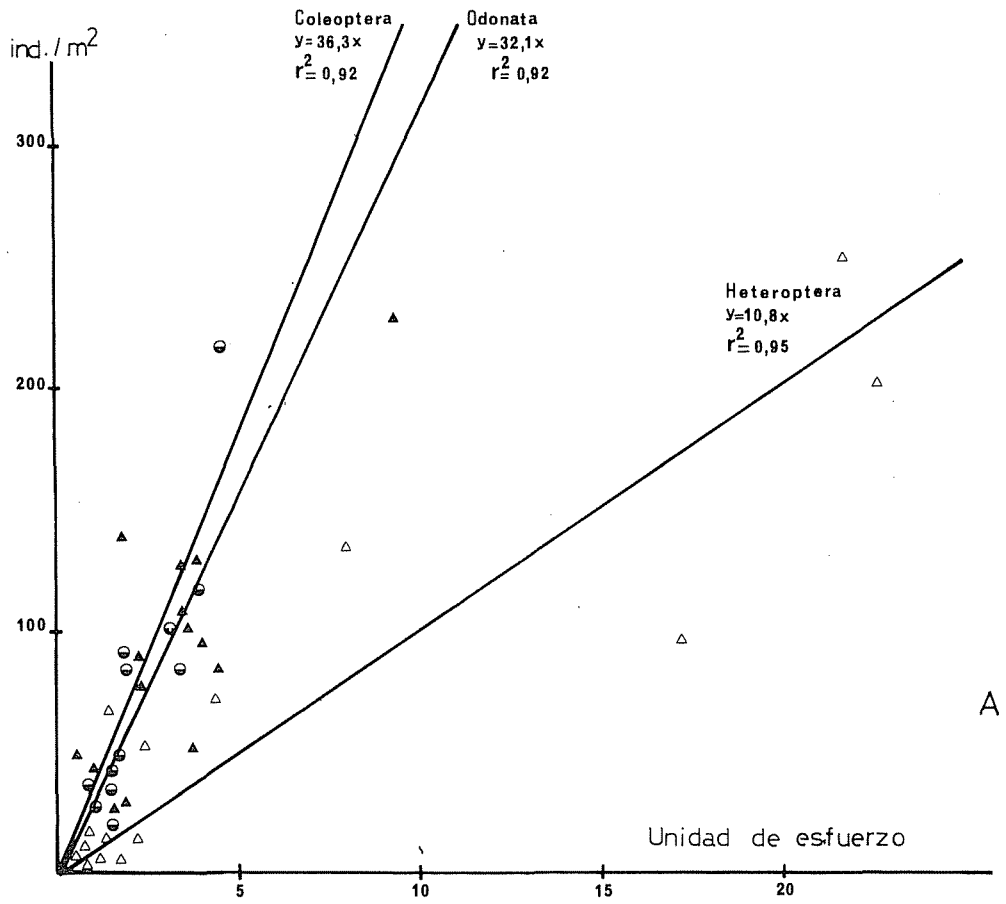


Fig. 1. Rectas de regresión forzadas al origen de las estimas absolutas sobre las relativas para cada una de las taxocenosis de insectos acuáticos estudiadas en los medios temporales de marisma (▲) Coleóptera, (△) Heteróptera, (⊖) Odonata.

habitat un lugar poco favorable para el desarrollo de una comunidad estable de Odonatos (MONTES & RAMIREZ, 1982). Tan solo una especie típicamente ubiquista como *Ischnura graellsi* se presenta con una densidad y frecuencia suficiente como para poder establecer relaciones entre las medidas relativas y las densidades absolutas. Este mismo grado de interrelación se da también considerando independientemente cada una de las especies estudiadas (tabla I).

Tan solo 3 de las 28 especies analizadas no presentan relaciones estadísticas significativas para un nivel mínimo del 5%. Los bajos coeficientes de correlación y determinación encontrados en las poblaciones de adultos de *Corixa panzeri* y *Haliplus andalusicus* pueden deberse a que, aunque se presentan durante el ciclo hidrológico de una forma frecuente (77% y 59% de las muestras) lo hacen en densidades muy bajas (6 ind/m^2) disminuyendo la capacidad de una captura equilibrada por ambos métodos. Las características peculiares del habitat y forma de vida de los coleópteros del género *Dryops* (OLMI, 1972), y en este caso de *D.*

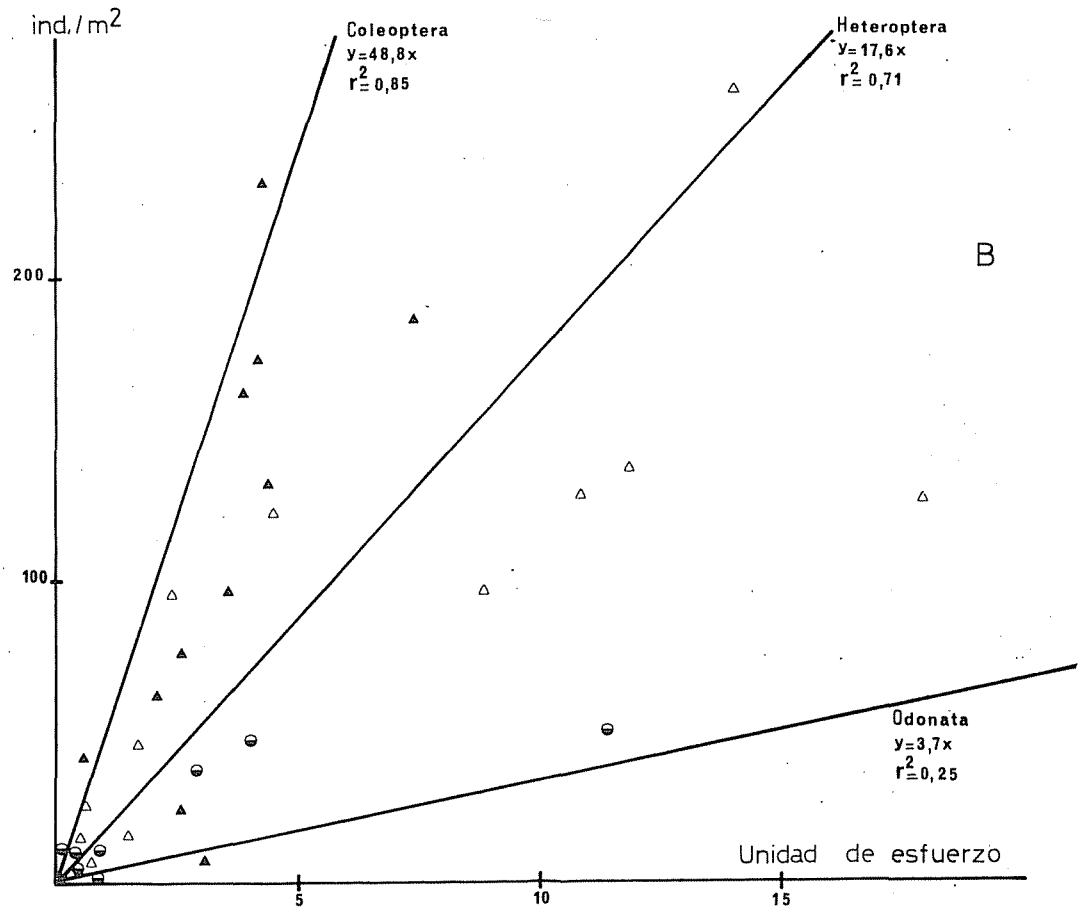


Fig. 1. (continuación). Lo mismo para la laguna de Santa Olalla.

algiricus, permite una mayor accesibilidad del cajón del método absoluto frente a la manga del relativo.

Si consideramos el valor de la pendiente de la recta (β) como un índice de capacidad de captura por el método relativo, éste resulta más eficaz para las poblaciones de larvas y adultos de Heterópteros acuáticos que para las larvas de Odonatos, y larvas y adultos de Coleópteros acuáticos estudiados. La posición que ocupan las poblaciones de Heterópteros del necton en la columna de agua y su respuesta de huída al introducir la manga en el interior del agua permite una mayor facilidad de captura de esta taxocenosis frente a las otras dos.

Puede destacarse cómo especies y taxocenosis que son comunes en las estaciones de marisma y arena estudiadas (véase tabla I), poseen diferencias significativas en los factores de conversión, debido a los distintos componentes estructurales y estacionales de la zona litoral (MONTES, 1980).

Uno de los factores que más influyen en la variabilidad de los resultados del muestreo es el componente físico del medio (RESH,

TABLA I. Coeficientes de correlación, coeficientes de determinación y factores de conversión (±límites de confianza 95 %) de las poblaciones más importantes de insectos acuáticos estudiadas (marisma, n = 17; Laguna de Santa Olalla, n = 13 (* = P ≤ 0,05; ** = P ≤ 0,01).

	MARISMA			LAGUNA DE SANTA OLALLA		
	r	r^2	β	r	r^2	β
COLEOPTERA						
Hygrobia tarda (Herbst)				0,81**	0,73	29,83 ± 6,05
Haliplus andalusicus Wehn.	0,44	0,14	17,74 ± 10,41			
Bidessus goudoti (Cast.)				0,93**	0,86	62,27 ±11,49
Coelambus paralellogrammus (Ahr)				0,94**	0,88	53,56 ± 7,88
Coelambus pallidulus (Aubé)				0,75**	0,57	25,13 ± 8,37
Coelambus confluens (FAbr.)				0,70**	0,57	39,76 ±12,09
Octhebius viridis Peyr.				0,93**	0,86	38,60 ± 7,15
Octhebius meridionalis Rey				0,88**	0,77	39,15 ± 9,88
Helochares lividus Forst				0,92**	0,80	58,13 ±13,33
Enochrus quadripunctatus Hbst.	0,90**	0,90	39,04 ± 6,19			
Enochrus agrigentinus Rttbg	0,75**	0,55	29,86 ± 7,41			
Berosus spinosus Stev.	0,85**	0,67	26,63 ± 5,12	0,74**	0,51	30,40 ±10,39
Berosus affinis Brullé	0,99**	0,99	34,03 ± 1,44	0,82**	0,66	58,21 ±15,42
Dryops algiricus (Lucas)				0,30	0,01	28,19 ±22,30
Larva Haliplus sp.	0,93**	0,82	48,0 ± 7,46			
Larva Coelambus sp.	0,79**	0,74	79,61 ± 19,59			
Larva Berosus sp.	0,76**	0,50	54,13 ± 11,76			
Larva Enochrus sp.	0,55*	0,30	40,20 ± 18,11			
HETEROPTERA						
Sigara stagnalis (Leach)	0,96**	0,91	10,14 ± 1,22	0,97**	0,94	19,01 ± 1,95
Sigara lateralis (Leach)	0,99**	0,99	10,05 ± 0,45	0,99**	0,99	19,63 ± 1,47
Corixa affinis Leach	0,88**	0,74	13,80 ± 2,82	0,59*	0,31	7,80 ± 3,54
Corixa panzeri (Fieber)				0,49	0,03	8,08 ± 4,27
Plea minutissima Leach				0,82**	0,67	23,11 ± 0,30
Anisops sardea Herrich-Schaeffer.				0,75**	0,53	8,47 ± 2,96
Larva Corixidae	0,95	0,85	17,07 ± 2,59	0,90**	0,89	7,23 ± 1,12
ODONATA						
Ischnura graellsi Rambur	0,92**	0,84	41,07 ± 6,68	0,61*	0,27	3,70 ± 1,93
Crocothemis erythraea (Brullé)	0,86**	0,60	27,52 ± 6,89			
Sympetrum foscolombei (Selys)	0,98**	0,97	34,98 ± 2,37			

1979). En este sentido, se estudiaron los factores de conversión en función de algunos parámetros físico-químicos de carácter controlante y de fácil y rápido registro (MONTES, 1980). Por esta razón las variables utilizadas en los medios de marisma fueron profundidad máxima del agua, en cm. de la zona litoral (PROF), temperatura, en °C, del agua en superficie (TEMP) y salinidad en g/l (SAL). Para la Laguna de Santa Olalla se consideraron profundidad, temperatura y el nivel del agua, en metros, (NIV).

Para el establecimiento de las ecuaciones predictivas, se realizó un análisis de regresión líneal múltiple según el programa BMDPO2R (DIXON y BROWN, 1979).

En la tabla II se presentan los resultados de los análisis de regresión lineal múltiple efectuados. De las 28 especies estudiadas en total, tan solo 9 de marisma y 5 en la Laguna de Santa Olalla presentaron ajustes significativos para los factores seleccionados.

El escaso número de poblaciones para las que se han podido establecer factores de conversión de forma significativa, en función de las variables incluidas en el análisis, puede deberse a la ausencia de una concordancia de respuestas lineales de las abundancias estacionales de las poblaciones con los valores de los factores del medio. Las poblaciones de mayor amplitud ecológica presentan una mayor potencialidad de ajuste al modelo, principalmente las pertenecientes a medios con fluctuaciones extremas, como los de marisma, aunque no hay que destacar la posible influencia de otros factores no medidos.

DISCUSION

En los medios considerados, que se caracterizan por una marcada estacionalidad de

TABLA II. Factores de conversión en función de algunos parámetros ambientales, coeficientes de determinación y valores de F resultantes del análisis de regresiones lineales múltiples para varias poblaciones de insectos acuáticos estudiadas. (* = P ≤ 0,05; ** = P ≤ 0,01; *** = P ≤ 0,001).

	MARISMA			LAGUNA DE SANTA OLALLA		
	ECUACION	R^2	F	ECUACION	R^2	F
Enochrus quadripunctatus Hbst.	β= -10,96+1,04 PROF - 0,63 TEMP + 2,69 SAL	0,42	3,96*			
Enochrus agrigentinus Rttbq	β= -11,99+0,61 PROF + 0,72 TEMP + 0,84 SAL	0,46	3,60*			
Berosus affinis Brullé	β= 5,10-0,23 PROF + 0,50 TEMP + 0,21 SAL	0,47	3,80*			
Larva Haliplus sp.	β= -96,76+1,44 PROF + 7,21 TEMP	0,37	4,00*			
Larva Berosus sp.	β=-138,82+3,94 PROF + 2,66 TEMP + 3,06 SAL	0,74	12,23***			
Sigara lateralis (Leach)	β= - 0,33+0,64 PROF + 0,14 SAL	0,33	3,82*			
Ischnura graellsi Rambur	β= -22,29+0,24 PROF + 2,0 TEMP - 0,56 SAL	0,41	3,44*			
Crocothemis erytraea (Brullé)	β= -20,22+0,29 PROF + 2,08 TEMP - 0,89 SAL	0,46	3,73*			
Sympetrum fonscolombei (Selys)	β= -47,10+1,27 PROF + 2,23 TEMP - 0,66 SAL	0,57	5,87**			
Hygrobia tarda (Herbst)				β= 67,52-1,08 PROF - 0,90 NIV - 0,34 TEMP	0,68	6,98**
Bidessus goudoti (Cast)				β= 72,05-1,46 PROF - 0,94 NIV	0,54	5,8 **
Coelambus parallelogrammus (Ahr.)				β= 34,99+0,59 PROF - 4,88 NIV + 1,83 TEMP	0,56	3,90**
Coelambus pallidulus (Aubé)				β= 22,31-1,55 PROF + 0,79 NIV + 1,05 TEMP	0,55	3,61*
Corixa affinis Leach.				β= 52,01+1,04 PROF - 3,99 NIV	0,58	6,64*

sus componentes abióticos y bióticos, las estimas de la densidad, obtenidas por métodos absolutos y relativos, presentan una elevada interrelación de tipo positivo. No obstante, la variabilidad e interpretación de los resultados obtenidos se ven afectados por diversos factores que hay que tener presentes a la hora de diseñar un programa de muestreo para el estudio de sistemas acuáticos de estas características.

LANDIN (1976) estudia la relación estadística existente entre estimas absolutas y relativas de la densidad de adultos de Coleópteros Hidrofílidos en la zona litoral de un lago de Suecia, encontrando correlaciones positivas entre ambas medidas, aunque en su mayoría no significativas. Sin embargo, considera que las estimas relativas obtenidas por métodos visuales son de gran utilidad para el estudio de curvas temporales de densidad, sobre todo en poblaciones con eficiencias similares en relación a características de tamaño, color y comportamiento.

Frente a los métodos relativos visuales, la utilización de la manga elimina los factores subjetivos de percepción, permitiendo su empleo en un rango muy amplio de taxocenosis de macroinvertebrados acuáticos, con características de habitats, fisionómicas y de comportamiento muy diversas. De hecho, el método relativo empleado en este estudio resultó eficiente para otros grupos como Moluscos, Crustáceos (Filópodos, Anfípodos e Isópodos) y larvas de insectos (Dípteros y Efemerópteros). El principal problema de la utilización de la manga en estos sistemas acuáticos es el de su obturación, ocasionada por el elevado contenido en elementos finos del sustrato de las cubetas, que provoca una subestimación de la medida (FROST *et. al.*, 1971).

Las características físicas de los medios estudiados, y en relación con la eficiencia de las estimas de densidad, permiten una delimitación fácil de unidades homogéneas de habitats en cuanto a tipos de sustratos, así como una colocación y ajuste adecuados de los distintos muestradores utilizados en los métodos absolutos. Sin embargo, los métodos relativos presentan inconvenientes por la frecuencia de densas superficies de macrófitos sumergidos y flotantes (MACAN, 1977).

Otras características que influyen en los resultados obtenidos derivan de los procedimientos de extracción de las muestras. En los medios que se han estudiado, los problemas tienen su origen en el elevado contenido de materia orgánica que acompaña a las muestras y que afecta a la conservación del material biológico (necesidad de emplear alcohol de alta graduación) y a la eficiencia en la visualización, en los métodos de flotación, de los individuos menos conspicuos (necesidad de emplear tamices de diferentes tamaños de malla).

En cuanto a los factores que se relacionan con las características biológicas de los organismos acuáticos estudiados, éstos se caracterizan por ser estrategas de la r y por lo tanto presentarse en densidades altas lo que facilita la captura por ambos métodos y, por tanto, la relación entre ambos tipos de estimas (RUESINK & HAYNES, 1973). La alta movilidad y los habitats particulares de algunas poblaciones, pueden hacer necesario la utilización de estrategias de captura adicionales.

Las ecuaciones que proporcionan factores de conversión entre estimas absolutas y relativas con fines predictivos, como las establecidas aquí, deben ser utilizadas como aproximaciones, debido al gran número de variables que entran en juego, fundamentalmente, las características meterológicas en el momento de la medida y la eficacia del observador. Un factor de enorme importancia en estos medios fluctuantes es la variabilidad entre ciclos hidrológicos, que afecta a la biocenosis en su totalidad (AGUESSE & MARAZANOF, 1965).

Por tanto, para el estudio de características estructurales y ciclos de vida de macroinvertebrados acuáticos en ecosistemas de aguas fluctuantes, resulta más eficiente la utilización de los métodos relativos que la de los absolutos, en cuanto al consumo de tiempo-esfuerzo y pérdida de información, como se demuestra con la estrecha relación estadística que existe entre ambos tipos de estimas. Emplear métodos absolutos en estudios muy generales de ecología descriptiva en estos tipos de medios, resulta un lujo superfluo e innecesario.

BIBLIOGRAFIA

AGUESSE, P. 1955. Note preliminaire sur les Odonates de Camargue *Terre Vie*, 102: 287-309.

AGUESSE, P., & MARAZANOF, F. 1965. Les modifications des milieux aquatiques de Camargue au cours de 30 dernieres années. *Annls. Limnol.*, 1: 163-190.

ANDERSON, R.O. 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. *Limnol. Oceanogr.*, 4: 223-225.

BRITTAIN, J.E., & LILLEMER, A. 1978. The fauna of the exposed zone of Ovre Heindalsuatn: Methods, sampling stations and general results. *Holart. Ecol.*, 1: 221-228.

CAUGHLEY, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations.* John Wiley and Sons, London, 234 pp.

CUMMINS, K.W. 1975. Macroinvertebrates. En: B.A. Whiton (ed) *River Ecology*, pp. 170-198. Blackwell's Sc. Publ., London, 725 pp.

DIXON, W.J., & BROWN, M.B. 1979. BMDP-79 *Biomedical computer programs P-series.* University of California Press, Berkeley, 880 pp.

ELLIOT, J.M. 1977. *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates* (2ª ed.) Freshwater Biological Association S.P. nº 25, 160 pp.

ELLIOT, J.M., & TULLET, P.A. 1978. *A bibliography of sampler for benthic invertebrates.* Freshwater Biological Association. Occ. Publ. nº 4, 62 pp.

FREY, R.W., BASAN, P.B. & SCOTT, R.M. 1972. Techniques for sampling salt-marsh benthos and burrows. *Amer. Mid. Natur.*, 89: 228-234.

FROST, S., HUNI, A., & KERSHAW, W.E. 1972. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.*, 49: 167 - 173.

HERTEAUX, P., & MARAZONOF, F. 1965. Une méthode de prévelement quantitatif en ecologie aquatique. *Annls. Limnol.*, 1: 191-196.

KOGAN, M., & HERZOG, D.C. (eds.) 1980. *Sampling methods in soybean entomology.* Springer Verlag, 587 pp.

LANDIN, J. 1976. Methods of sampling aquatic beatles in the transitional habitats at water margins. *Freshwater Biology*, 6: 81-87.

MACAN. T.T. 1977. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. *Hydrobiologia*, 55: 3-13.

MARAZANOF, F. 1969. Contribution a l'etude écologique des mollusques des eaux douces et saumatres de Camargue. I. Milieux-espèces. *Annls. Limnol.*, 5: 201-323.

MONTES, C. 1980. *Las taxocenosis de Odonatos, Heterópteros acuáticos y Coleópteros acuáticos en el área del Bajo Guadalquivir: Estructura y variación estacional de sus poblaciones y ambiente físico-químico.* Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, 340 pp.

MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1978. *Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales.* Publicaciones de la Universidad de Sevilla, 82 pp.

MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L., & SOLER, A.G. 1980. Las taxocenosis de Coleópteros acuáticos como indicadores ecológicos en el río Rivera de Huelva (Sevilla). Aspectos metodológicos. *An. Univ. Murcia* (Ciencias), 33 : 21 - 40. 21-40.

MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982. Variación estacional de las taxocenosis de Odonatos, Coleópteros y Heterópteros acuáticos en algunos ecosistemas del Bajo Guadalquivir (SW España) durante un ciclo anual. *An. Univ. Murcia* (*Ciencias*) (en prensa).

MONTES, C., AMAT, J.A., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982a. Ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW España). II. Variación estacional de los componentes físico-químicos y biológicos de las aguas. *Studia Oecol.* (en prensa).

MONTES, C., AMAT, J.A., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982b. Distribución temporal de las características físico-químicas y biológicas de las aguas de ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW España) a lo largo de un ciclo anual. *An. Univ. Murcia* (Ciencias), (en prensa).

OLMI, M. 1972. The paleartic species of genus *Dryops* Olivier. *Boll. Mus. Zool. Univ. Torino*, 5: 69-132.

REISEN, W.K., & MAHMOOD, F. 1982. Relative abundance, removal sampling and mark-release-recapture estimates of population size of *Anopheles culicifacies* and *An. stephensi* at diurnal resting sites in rural Punjab Province, Pakistan, *Mosq. News*, 41 (1): 22-30.

RESH, U.H. 1979. Sampling variability and life history features: basic considerations in the design of aquatic studies. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 36: 290-311.

RUESINK, W.G. 1980. Introduction to sampling theory. En: M. Kogan, D.C. Herzog (eds.). *Sampling methods in soybean entomology:* 61-78. Springer Verlag, 587 pp.

RUESINK, W.G., & HAYNES, D.L. 1973. Sweep-net sampling for the cereal leaf beetle, *Oulema melanopus. Environm. Entomol.*, 2(2): 162-172.

SEBER, G.A.F. 1977. *Linear regression analyses.* John Wiley and Sons, New York, 541 pp.

SOUTHWOOD, T.R.E. 1978. *Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations* (2ª ed.) Chapman and Hall, 524 pp.

SPENCE, J.R. 1980. Density estimation for water-striders *(Heteroptera: Gerridae). Freshwater Biology*, 10: 563-570.

TOURENQ, J.N. 1975. *Recherches ecologiques sur les chironomides de Camargue.* These Doct. Sci. Nat. Toulouse, 424 pp.

THIERY, A. 1978. *Etude des communates d'invertebres aquatiques dans differents biotopes des marais du Plan du Bourg* (B. d. Rh.) These Spec. Ecol. Marseille, 157 pp.

Las comunidades de entomostráceos de las lagunas de Villafafila (Zamora)

Miguel Alonso

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

SUMMARY

COMMUNITIES OF ENTOMOSTRACEOUS CRUSTACEA FROM PONDS IN THE AREA OF VILLAFAFILA (CENTRAL SPAIN).

Highly mineralized temporary ponds are typical of inland arid regions in Spain and their Entomostraceous fauna is noteworthy from biogeographical and ecological points of view. A great number of the present species could be qualified as steppic, and form communities well adapted to both extreme and fluctuating environmental conditions. Environmental characteristics change from pond to pond in the area, what is reflected by the specific composition of the different local communities. One of the main purposes of the work reported in this paper was to ascertain the ecological limits in the distribution of each of the local communities.

INTRODUCCION

Los sistemas acuáticos fluctuantes de origen endorreico son enclaves de gran interés faunístico y ecológico por contener especies exclusivas del dominio estepario y constituir comunidades características, adaptadas a situaciones extremas. Este tipo de sistemas son abundantes en España, y en general han sido poco estudiados.

En este trabajo se analizan algunos aspectos de la limnología de las lagunas de Villafáfila, y se pretende dar una aportación al conocimiento de una región natural poco conocida y contrastar los resultados con las observaciones realizadas por Margalef hace ya más de veinticinco años (MARGALEF, 1956), a la vez que definir los límites ecológicos de las distintas comunidades de crustáceos entomostráceos que se encuentran a lo largo del sistema lagunar.

Los materiales que han servido de base a la elaboración de este trabajo proceden de varias visitas realizadas durante los años 1978, 1979 y 1980.

DESCRIPCION DEL MEDIO

Las lagunas de Villafáfila ofrecen un buen

TABLA I. Algunos parámetros químicos obtenidos en las diferentes lagunas.

		Bamba	Barillos	Salina grande	Salinas	Villarrín
INVIERNO	Aspecto	Somero Turbio	Turbio	Turbio Circulante	Turbio Circulante	Turbio
	Alc.(meq/l)	1,10	2,01	2,28	1,75	3,5
	Cl^- (g/l)	0,04	0,36	0,13	0,13	0,47
	$SO_4^=$ (g/l)	0,025	0,13	0,05	0,08	0,18
PRIMAVERA	Aspecto	Turbia	Turbia	Turbia	-	Transp.
	Alc.(meq/l)	1,2	2,5	2,95	-	5
	Cl^- (g/l)	0,09	0,35	0,45	-	0,64
VERANO	Aspecto	Seco	Seco	Seco, algun charco turbio	Seco	Algún charco transp.
	Cl^- (g/l)	-	-	0,5-2,03	-	2,03-2,61 (5,2)

ejemplo de ecosistemas palustres de tipo estepario. Se encuentran situadas en una vasta llanura de la provincia de Zamora, a 700 m. de altitud sobre el nivel del mar. El paisaje circundante es el habitual en Castilla, con un relieve con lomas suaves y destinado exclusivamente a cultivos de secano. Las cubetas, muy someras, descansan sobre arcillas miocénicas y suelos aluviales. Se disponen según un eje NO-SO entre los pueblos de Villarrín y La Tabla y en total inundan una zona de aproximadamente 10 Km. de largo por 2 a 3 Km. de ancho.

De ellas, la laguna de Barillos y la Salina Grande son las de mayor tamaño; la antigua laguna de Salinas se encuentra prácticamente desecada como consecuencia de las labores de drenaje, y el resto de las masas de agua son charcas más o menos extensas que salpican las inmediaciones del sistema principal y se distribuyen con mayor abundancia en las proximidades de la laguna de Barillos (ver fig. 1).

La periodicidad de las lagunas y su relativamente alto contenido en sales son los parámetros ambientales más sobresalientes cuyo origen común reside en la aridez del clima. Ambos varían según un gradiente que coincide con el eje del sistema lagunar, de manera que las zonas menos profundas cercanas a Barillos son las más efímeras y dulces, y las más profundas y persistentes Villarrín son las más mineralizadas (tabla I).

Estas variaciones se reflejan en la estructura de las biocenosis a lo largo de los diferentes tramos del gradiente. Para ilustrar con más detalle el cuadro ambiental en que se desarrollan las comunidades de entomostráceos pueden introducirse, a modo de resumen, algunos datos sobre la vegetación acuática. La zona de Villarrín es la única que posee vegetación sumergida en cantidades apreciables. Cuando el agua es clara, el fondo aparece tapizado de carófitos que en primavera son *Tolypella glomerata* y *Chara vulgaris* de características mesohalinas. En verano, éstas son sustituidas por especies más eurihalinas, como *Chara canescens, C. aspera, C. galioides* y *Ruppia cirrhosa* (COMELLES, 1980). En el resto de las lagunas dominan los helófitos como *Scirpus pungens* (ALONSO & MOREY, 1978) que se desarrolla en primavera formando densas masas en todas las zonas donde persiste la humedad. Los limnófitos no

son tan abundantes como en otros sistemas lagunares comparables (Daimiel, Gallocanta), y quizá sea éste uno de los distintivos de las lagunas de Villafáfila que explique la poca afluencia de patos buceadores.

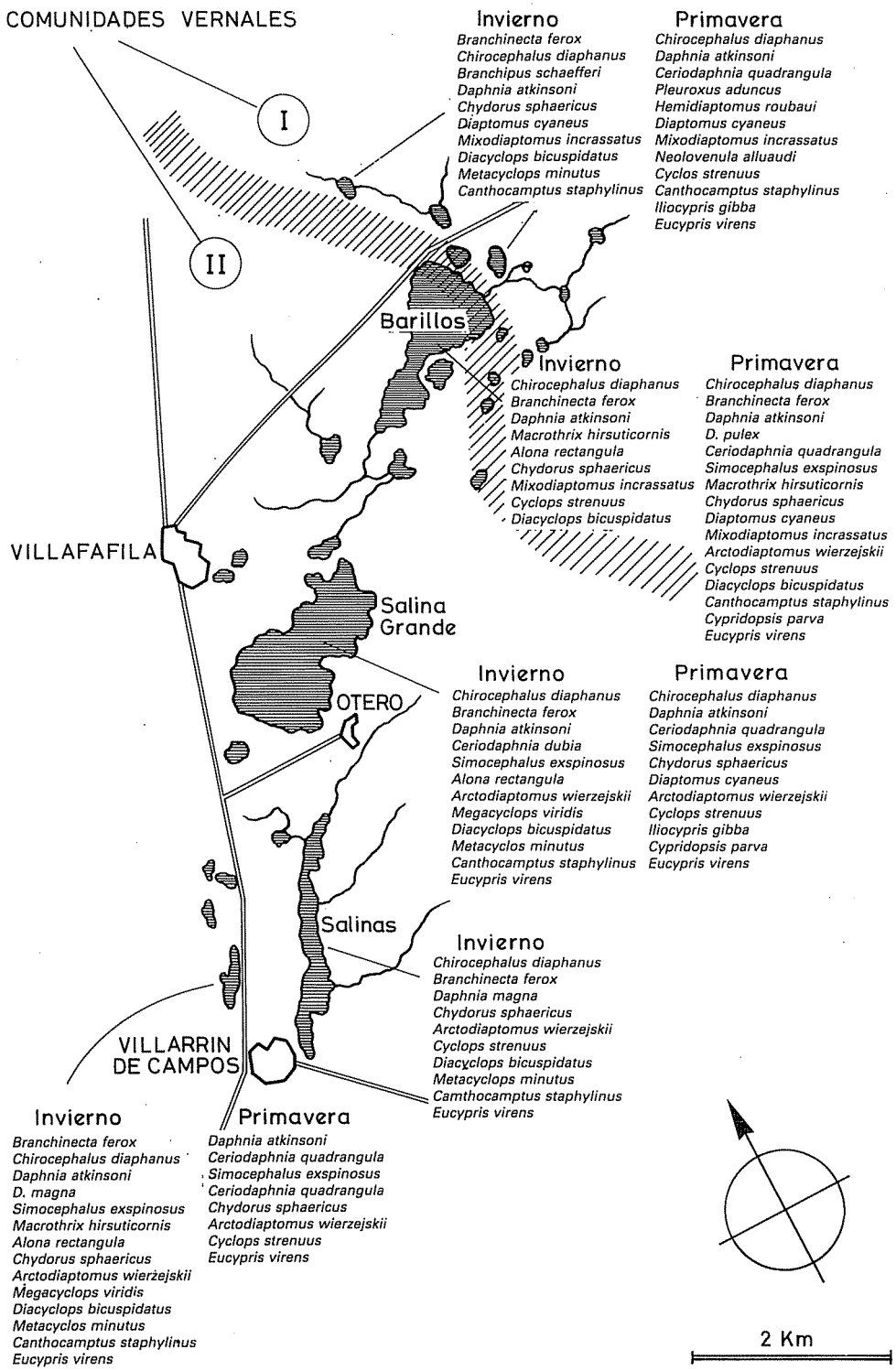
RESULTADOS

El objeto de esta nota se centra en el estudio de los entomostráceos. La mayoría de las especies de este grupo de crustáceos son típicas, y a veces exclusivas, de aguas esteparias, de ahí su interés desde el punto de vista biogeográfico y ecológico. Algunas de las especies frecuentes en las estepas españolas faltan en países europeos cercanos y pueden encontrarse en el norte de Africa o zonas orientales alejadas. Un estudio detallado de las rutas migratorias seguidas por algunas de las aves que frecuentan estas lagunas podría aportar datos interesantes acerca de su relación con la distribución de algunos crustáceos. Todas las especies citadas en Villafáfila tienen representantes en el resto de las zonas áridas de la península excepto *Branchinecta ferox*, cuyas referencias se circunscriben a Castilla la Vieja. La tabla II recoge la totalidad de especies citadas hasta la fecha en Villafáfila.

Los cambios en la estructura de la comunidad de entomostráceos, tanto en el espacio como en el tiempo, reflejan bastante bien las variaciones ambientales que acontecen en las lagunas. En invierno y primavera, coincidiendo con la máxima inundación, las características ambientales se mantienen muy similares en toda la zona, de manera que únicamente se distinguen dos comunidades: una característica de las aguas más efímeras, someras y turbias (I) en la fig. 1 y otra de aguas más profundas y duraderas (II) (fig. 1). En verano (III) (fig. 2), el descenso de las aguas determina la aparición de un mosaico ambiental particularmente heterogéneo ya que prácticamente en cada charca aislada se desarrolla una comunidad diferente. Pese a la gran variabilidad encontrada, pueden definirse tres modelos de comunidad: una de aguas muy mineralizadas, otra de aguas dulces y transparentes, y una tercera argilófila, de aguas turbias y poco mineralizadas. A continuación se describen de manera más pormenorizada cada una de estas comunidades.

TABLA II. Inventario de las especies de entomostráceos citadas en las lagunas de Villafáfila hasta la fecha. + especies encontradas por MARGALEFF (1956) O observaciones personales.

Branchinecta ferox	o
Chirocephalus diaphanus	o
Branchipus schaefferi	o
Streptocephalus torvicornis	+
Daphnia atkinsoni	o
Daphnia magna	+ o
Daphnia pulex	o
Ceriodaphnia quadrangula	o
Ceriodaphnia dubia	o
Simocephalus exspinosus	o
Moina micrura	+
Moina brachiata	o
Macrothrix rosea	o
Macrothrix hirsuticornis	
Alona rectangula	o
Leydigia quadrangularis	+
Pleuroxus aduncus	o
Dunhevedia crassa	o
Chydorus sphaericus	o
Neolovenula alluaudi	+ o
Diaptomus cyaneus	o
Hemidiaptomus roubaui	o
Arctodiaptomus wierzjeskii	+ o
Mixodiaptomus incrassatus	+ o
Eucyclops serrulatus	+ o
Cyclops strenuus	o
Acanthocyclops vernalis	o
Megacyclops viridis	+ o
Diacyclops bicuspidatus odessanus	+ o
Metacyclops minutus	o
Canthocamptus staphylinus	o
Nitocra lacustris	+
Ilyocypris gibba	+ o
Eucypris virens	+ o
Cypridopsis aculeata	+
C pridopsis parva	+ o
Limnocytere inopinata	+
Potamocypris maculata	+


COMUNIDADES VERNALES
I
II
Invierno
Branchinecta ferox
Chirocephalus diaphanus
Branchipus schaefferi
Daphnia atkinsoni
Chydorus sphaericus
Diaptomus cyaneus
Mixodiaptomus incrassatus
Diacyclops bicuspidatus
Metacyclops minutus
Canthocamptus staphylinus
Primavera
Chirocephalus diaphanus
Daphnia atkinsoni
Ceriodaphnia quadrangula
Pleuroxus aduncus
Hemidiaptomus roubaui
Diaptomus cyaneus
Mixodiaptomus incrassatus
Neolovenula alluaudi
Cyclos strenuus
Canthocamptus staphylinus
Iliocypris gibba
Eucypris virens
Barillos
Invierno
Chirocephalus diaphanus
Branchinecta ferox
Daphnia atkinsoni
Macrothrix hirsuticornis
Alona rectangula
Chydorus sphaericus
Mixodiaptomus incrassatus
Cyclops strenuus
Diacyclops bicuspidatus
Primavera
Chirocephalus diaphanus
Branchinecta ferox
Daphnia atkinsoni
D. pulex
Ceriodaphnia quadrangula
Simocephalus exspinosus
Macrothrix hirsuticornis
Chydorus sphaericus
Diaptomus cyaneus
Mixodiaptomus incrassatus
Arctodiaptomus wierzejskii
Cyclops strenuus
Diacyclops bicuspidatus
Canthocamptus staphylinus
Cypridopsis parva
Eucypris virens
VILLAFAFILA
Salina Grande
OTERO
Invierno
Chirocephalus diaphanus
Branchinecta ferox
Daphnia atkinsoni
Ceriodaphnia dubia
Simocephalus exspinosus
Alona rectangula
Arctodiaptomus wierzejskii
Megacyclops viridis
Diacyclops bicuspidatus
Metacyclos minutus
Canthocamptus staphylinus
Eucypris virens
Primavera
Chirocephalus diaphanus
Daphnia atkinsoni
Ceriodaphnia quadrangula
Simocephalus exspinosus
Chydorus sphaericus
Diaptomus cyaneus
Arctodiaptomus wierzejskii
Cyclops strenuus
Iliocypris gibba
Cypridopsis parva
Eucypris virens
Salinas
Invierno
Chirocephalus diaphanus
Branchinecta ferox
Daphnia magna
Chydorus sphaericus
Arctodiaptomus wierzejskii
Cyclops strenuus
Diacyclops bicuspidatus
Metacyclops minutus
Camthocamptus staphylinus
Eucypris virens
VILLARRIN DE CAMPOS
Invierno
Branchinecta ferox
Chirocephalus diaphanus
Daphnia atkinsoni
D. magna
Simocephalus exspinosus
Macrothrix hirsuticornis
Alona rectangula
Chydorus sphaericus
Arctodiaptomus wierzejskii
Megacyclops viridis
Diacyclops bicuspidatus
Metacyclos minutus
Canthocamptus staphylinus
Eucypris virens
Primavera
Daphnia atkinsoni
Ceriodaphnia quadrangula
Simocephalus exspinosus
Ceriodaphnia quadrangula
Chydorus sphaericus
Arctodiaptomus wierzejskii
Cyclops strenuus
Eucypris virens
2 Km

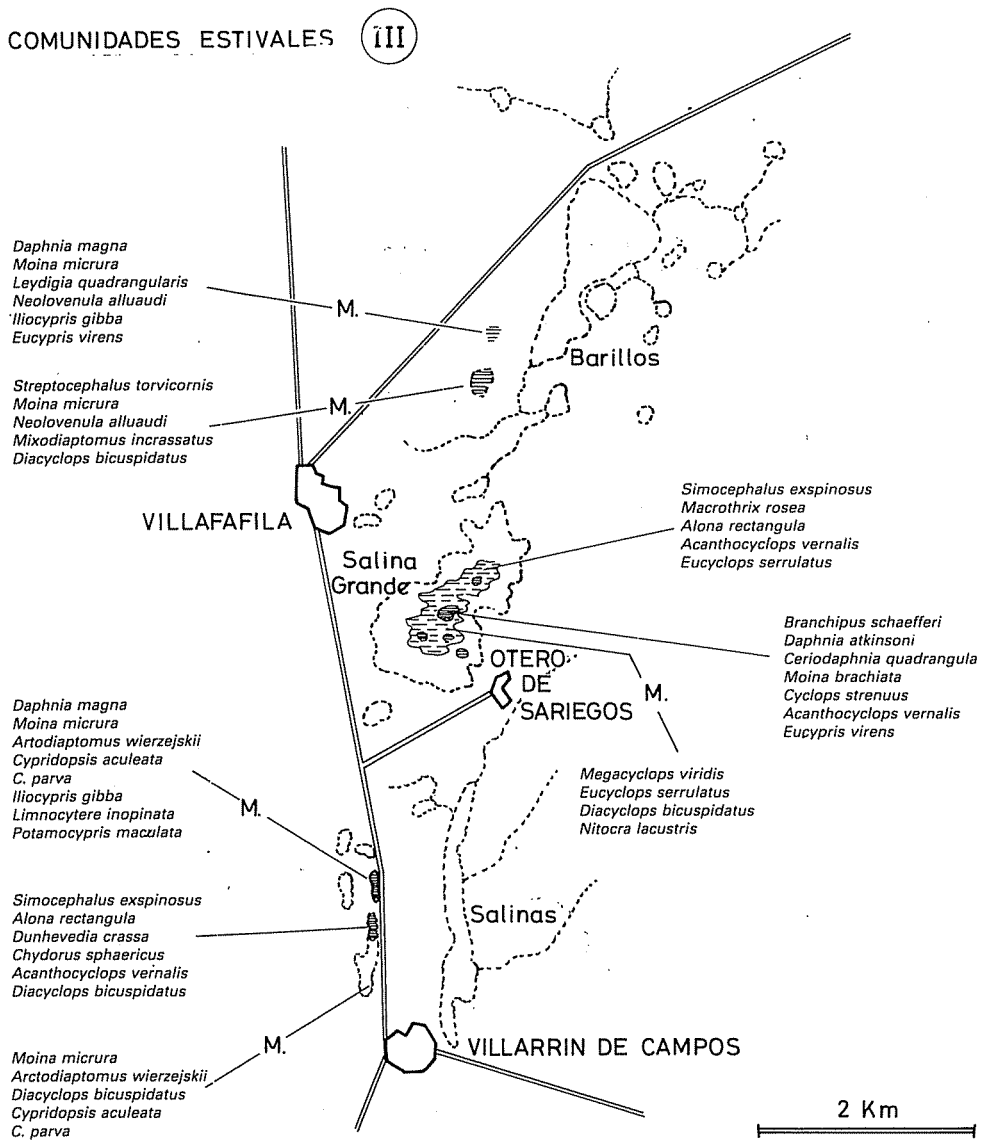


Figura 2. Variaciones en la composición específica de la comunidad de entomostráceos en diferentes puntos a lo largo del sistema de lagunas de Villafáfila (M = datos de MARGALLEFF, 1956).

Figura 1. Variaciones en la composición específica de la comunidad de entomostráceos en diferentes puntos a lo largo del sistema de lagunas de Villafáfila (datos de 1978, 1979).

COMUNIDADES VERNALES (fig. 1):

COMUNIDAD DE AGUAS EFÍMERAS, SOMERAS Y TURBIAS (I). Se caracteriza por el desarrollo de densas poblaciones de eufilópodos y diaptómidos. Pueden coexistir tres especies de anostráceos de tamaños diferentes: *Branchinecta ferox* (que puede sobrepasar los 4 cm.), *Chirocephalus diaphanus* (de tamaño intermedio) y *Branchipus schaefferi* (el más pequeño 1,5 mm.). En los diaptómidos también se observan tres o cuatro especies de dimensiones distintas, todas muy pigmentadas de rojo, que por orden decreciente de tamaño son: *Hemidiaptomus roubaui, Diaptomus cyaneus, Mixodiaptomus incrassatus* y *Neolovenula alluaudi.* En cuanto a la densidad de las poblaciones de cada una de las especies, se observa una preponderancia de los tamaños menores. En otros sistemas esteparios del mundo se han descrito asociaciones similares que sólo difieren en composición específica. A esta distribución por tamaños se le ha dado un significado trófico (HUTCHINSON, 1967).

COMUNIDAD DE AGUAS PROFUNDAS Y MÁS PERSISTENTES (II). Tras una zona de transición, en la que se encuentran mezclados individuos de la comunidad anterior y ésta, aparece *Arctodiaptomus wierzejskii* como especie característica. Los anostráceos y diaptómidos disminuyen cuantitativamente y se observa un incremento relativo de cladóceros *(Daphnia atkinsoni, Ceriodaphnia* sp. pl., *Simocephalus exspinosus)* y ciclópidos *(Cyclops strenuus, Diacyclops bicuspidatus odessanus* y *Metacyclops minutus).*

La mayor parte de las especies restantes se distribuyen más o menos aleatoriamente por todas las aguas del sistema lagunar sin presentar afinidades claras por uno u otro ambiente, por ejemplo *Alona rectangula, Chydorus sphaericus, Canthocamptus staphylinus, Cypridopsis parva* y *Eucypris virens.* Algunas especies como *Pleuroxus aduncus* y *Daphnia magna* se limitan a zonas restringidas, pero por su carácter eurioico no se han utilizado como especies indicadoras de las condiciones ambientales de sus residencias.

COMUNIDADES ESTIVALES (fig. 2)

COMUNIDAD DE AGUAS MINERALIZADAS. Se desarrolla en pequeños charcos dispersos donde hay una concentración de sales y en las charcas cercanas a Villarrín. Las especies más características son *Moina micrura* y *Arctodiaptomus wierjzeskii.*

COMUNIDAD DE AGUAS DULCES Y TRANSPARENTES. Estas aguas se distribuyen aleatoriamente por toda la zona, y habitualmente se hallan bien provistas de macrófitos sumergidos. La fauna de entomostráceos característica se compone de especies adaptadas a vivir entre la vegetación, donde consumen organismos epifíticos; entre ellas, *Simocephalus exspinosus, Dunhevedia crassa, Alona rectangula* y *Eucyclops serrulatus.*

COMUNIDAD DE AGUAS TURBIAS Y POCO MINERALIZADAS. En ocasiones el agua que permanece acumulada en depresiones o tramos de acequias puede mantener de manera permanente partículas arcillosas en suspensión. Ello dificulta la colonización del fondo por macrófitos y de las aguas libres por algas unicelulares. La comunidad de entomostráceos característica consta de especies argilófilas como *Mixodiaptomus incrassatus* y *Moina brachiata.* También es frecuente la presencia de algún anostráceo *(Streptocephalus torvicornis* o *Branchipus schaefferi).*

CONCLUSIONES

Del contraste entre los datos obtenidos en este estudio y los que aporta MARGALEF 1956 cabe decir que, en general, la calidad del agua y la biocenosis se han mantenido, lo que confiere un elevado interés limnológico a la zona en cuestión, especialmente por lo escaso de este tipo de ambientes en la Península Ibérica.

Sin embargo, las lagunas de Villafáfila están amenazadas por la colmatación, proceso

natural que se ve acelerado en aquella zona por el progresivo avance de las tierras de labor hasta casi sus orillas.

Sería aconsejable la adopción de medidas urgentes encaminadas a la conservación y protección de las lagunas y, por la importancia de las fluctuaciones naturales del agua en el mantenimiento de estos ecosistemas, hay que rechazar cualquier tipo de regulación del nivel de sus aguas.

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, C. & MOREY, M. 1978. Distribución de la vegetación, su relación con gradientes de encharcamiento y salinidad en las lagunas salobres de Villafáfila (ZAMORA). *Bol. Est. Cent. Ecol.*, VII (14): 21-38.

COMELLES, M. 1981. Contribució al coneixement de les carofícies d'Espanya, *Coll. Bot.*, XII (6): 97-103.

HUTCHINSON, G.E. 1967. *A treatise on Limnology.* Vol. II. *Introduction to the lake biology and the limnoplankton.* John Wiley & Sons. New York. 1.115 pags.

MARGALEF, R. 1956. La vida en las aguas de elevado residuo salino de la provincia de Zamora. *P. Inst. Biol. Apl.*, XXIV: 123-137.

Descripción del ciclo anual de desarrollo del zooplancton de un lago de alta montaña mediante un análisis factorial

L. Cruz-Pizarro[1]; R. Morales[2]; A. González[3]

Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Granada.
2 Departamento de Zoología. Fac. de Ciencias. Universidad de Granada.
3 Departamento de Estadística. Fac. de Ciencias. Universidad de Granada.

SUMMARY

DESCRIPTION OF THE ANNUAL ZOOPLANKTON DEVELOPMENT CYCLE IN A HIGH MOUNTAIN LAKE BY A FACTORIAL ANALYSIS

The development of the zooplankton in the high mountain lake La Caldera (Andalucía, Spain) is described by a principal components analysis carried on data concerning population density for each zooplanktonic species as well as physical, chemical and biotic parameters measured during the ice-free period in 1977 from the July to the beginning of October).

A previous analysis using 21 variables and 16 sampling dates (16 cases, 21 variables) showed convenience in elimination of five of these variables which caused singularity in the variance-covariance matrix. A second analysis, including 16 cases and 16 variables, allowed to establish that three factors account for more than 75% of the variance.

The three principal components are associated, respectively, with: 1st, temperature and development of the dominant species, both in number of individuals and time existence; 2nd, oxygen concentration, diversity and the "pioneer" species with short population development period; 3rd, surface-bottom thermic differences and species whose coexistence mechanisms seems to be bases on a spatial segregation. An association of the sampling dates is proposed according to these three factors.

INTRODUCCION

La Caldera es un lago alpino de origen glaciar que se encuentra situado en la cara Sur de Sierra Nevada a 3.050 m. de altitud. Sus características morfométricas, morfológicas y, en parte, físico-químicas y bióticas ya han sido descritas (MARTINEZ, 1975, 1977), y en particular el estudio de la comunidad zooplanctónica durante los períodos libres de hielo de los años 1975 a 1977 ha sido objeto de un trabajo (CRUZ-PIZARRO, 1981) que ha dado a conocer su composición específica así como su evolución en el tiempo y en el espacio (distribución vertical).

El presente trabajo es una caracterización del ciclo anual de desarrollo del lago en función de las tendencias de variación más acusadas, puestas de manifiesto mediante análisis factorial a partir de las abundancias de las

poblaciones zooplanctónicas presentes y de los valores de algunos parámetros físico-químicos y bióticos cuya importancia ya ha sido puesta de manifiesto en el desarrollo de estas poblaciones. (CRUZ-PIZARRO, 1981).

MATERIAL Y METODOS

Los datos de partida utilizados son los obtenidos en los 16 muestreos realizados durante el año 1977. Las densidades de las poblaciones de cada especie, en cada una de las diferentes fechas, se obtuvieron al integrar los valores correspondientes a cada una de las distintas profundidades muestreadas, expresándose el resultado en org/m^2. Posteriormente este valor sufrió una transformación logarítmica al objeto de normalizar su distribución: $X'_i = \log (X_i + 1)$. Los valores de los parámetros físicos, químicos y biológicos en cada muestreo, corresponden al valor medio de los obtenidos a cada profundidad. También en este caso los datos sufrieron la misma transformación logarítmica, salvo aquéllos en los que intervienen logaritmos en su evaluación.

Para el cálculo de la diversidad hemos usado el índice de Shannon (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^{S} p_i . \log_2 p_i$$

donde p_i es la proporción real de individuos (N_i/N) de la especie i y S es el número total de especies observadas.

La heterogeneidad vertical de la comunidad se ha obtenido como la diferencia entre el índice de diversidad calculado, en cada muestreo, para la columna de agua y el valor medio de la diversidad de la misma ($\bar{H}'$) obtenido, siguiendo a MIRACLE (1976), según una expresión semejante a la utilizada en la integración del número de individuos, o sea:

$$\bar{H}' = \frac{1}{Z_t} \sum_{k=1}^{n} \left(\frac{Z_{k+1} - Z_{k-1}}{2} \right) H'_k$$

donde Z_k son las n profundidades muestreadas; H'_k es la diversidad a la profundidad k y Z_t es la altura (en mts.) de la columna de agua muestreada en cada caso.

Dentro del amplio abanico de posibilidades de creación de factores para reducir la dimensionalidad del problema se ha elegido el método del análisis factorial de componentes principales, debido a que la naturaleza de las variables observadas, transformadas en normales, permite elegir dentro de un vasto marco de interpretaciones estadísticas el significado real de los diferentes coeficientes (HARMAN, 1980), con la consiguiente ayuda a su interpretación biológica.

Por su amplia capacidad de cálculo y ya que es citado por diversos autores como el mejor (DRAPER & SMITH, 1981) en el campo del análisis factorial, hemos utilizado el paquete de programas del BMDP en su versión 75, y más concretamente el programa P4M. Para eliminar el efecto debido a las diferentes magnitudes de cada variable se normalizaron trabajándose con la matriz de correlación, obtenida de la de varianzas-covarianzas.

RESULTADOS

Las tablas I y II recogen el número de individuos de cada especie obtenidos en cada muestreo y los valores de los parámetros físico-químicos mencionados durante el año 1977.

Se realizó un primer análisis utilizando las 21 variables que aparecen en las tablas citadas. Consecuencia de dicho análisis fue la singularidad de la matriz de varianzas-covarianzas (y consecuentemente de la de correlación), esto es el determinante es nulo $|\Sigma| = 0$, no existiendo por tanto inversa, en el sentido clásico, de esta matriz; lo cual obliga al uso de una matriz inversa generalizada Ψ definida de la forma:

$$\Sigma = \Psi \, \Sigma \, \Psi$$

Ello es porque algún coeficiente de correlación múltiple de una variable con las demás es superior a 0.99999 (según el programa utilizado). Esto implica en la práctica que alguna variable depende linealmente de las

TABLA I. Número de organismos (ind/m^2) observados en La Caldera durante el año 1977. 1. *Mixodiaptomus laciniatus;* 2: *Diaptomus cyaneus;* 3: *Acanthocyclops vernalis;* 4: Keratella cochlearis cochlearis; 5: *K c.tecta;* 6: *Hexarthra bulgarica;* 7: Polyarthra remata; 8: *P. major/vulgaris;* 9: *Filinia longiseta/terminalis;* 10: Euchlanis dilatata; 11: *Daphinia pulex;* 12: *Chydorus sphaericus;* 13: *Bosmina longirostris;* 14: *Codonella;* 15: *Difflugia.*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
28-7	2188	187	250	1500	125	---	375	250	750	---	---	---	375	2313	---
8-8	9687	---	813	4000	---	438	---	---	313	188	---	63	375	5313	1938
11-8	19656	250	2438	63	---	250	---	---	---	---	---	594	219	3062	812
16-8	40253	---	250	8437	313	625	250	---	---	---	---	---	250	2313	2000
19-8	46870	---	4751	813	---	10313	---	---	---	500	---	188	---	2813	---
23-8	112123	250	5562	313	---	21251	---	---	250	250	---	813	---	4375	250
26-8	55499	---	3000	9375	125	2812	4625	750	375	---	750	125	500	3313	---
30-8	119756	---	5562	1313	63	10687	1563	---	125	---	63	63	---	1187	---
2-9	131461	---	3828	8859	---	6344	7765	1938	1297	---	266	422	188	6312	750
5-9	154738	---	1375	2313	5688	10876	1000	250	313	---	250	125	---	2126	188
9-9	137372	63	375	1000	---	1937	1313	---	250	---	563	63	---	---	---
12-9	132861	375	---	---	5687	250	188	---	---	1000	250	1250	---	---	---
15-9	136552	---	1282	---	---	12829	469	---	234	109	328	861	---	938	---
22-9	135456	---	1719	---	125	20063	---	---	---	688	94	469	188	---	---
29-9	114852	---	---	---	---	4438	---	---	---	250	---	438	---	---	63
3-10	109647	---	250	---	---	125	---	---	---	94	---	141	---	344	1203

TABLA II. Valores de los parámetros físicos, químicos y bióticos considerados en La Caldera durante 1977. ts – tf: diferencias de temperatura superficie-fondo; Div.: diversidad; Het: heterogeneidad vertical.

Fecha	Oxígeno mg/l	Temperatura ºC	ts-tf ºC	Div. bits/ind.	Het.	Prof. max (m)
28-7	9,13	2,7	1,5	2,79	1,00	8,5
8-8	9,28	4,0	1,0	2,29	0,55	9,5
11-8	10,00	5,1	0,5	1,48	0,43	10,0
16-8	9,75	6,4	1,0	1,33	0,34	11,5
19-8	9,84	7,2	1,0	1,39	0,32	11,5
23-8	10,05	7,0	0,0	1,17	0,12	11,5
26-8	10,02	8,6	1,5	1,74	0,23	11,5
30-8	9,75	8,0	0,0	0,88	0,06	11,5
2-9	9,37	9,0	1,0	1,40	0,24	11,2
5-9	8,60	10,6	3,5	0,90	0,14	10,5
9-9	8,69	11,0	2,5	0,33	0,00	10,5
12-9	8,49	10,8	2,0	0,48	0,00	10,5
15-9	8,39	10,4	1,0	0,66	0,26	10,2
22-9	7,92	7,7	0,5	0,73	0,04	10,0
29-9	7,78	9,2	0,5	0,29	0,00	9,5
3-10	7,80	9,4	0,5	0,17	0,04	9,2

TABLA III. Porcentajes acumulados de la varianza explicada por los componentes con 21 y con 16 variables.

	21 variables	16 variables
Componente	29,6	34,4
Componente II	51,0	58,8
Componente III	67,0	74,9
Componente IV	73,5	81,9

restantes, por lo que se puede proceder a su eliminación en el resto del análisis.

Examinados dichos coeficientes de correlación múltiple así como las correlaciones múltiples cuadráticas de cada una de las variables con los componentes principales (lo que nos da una medida de la explicación de cada variable conseguida con n componentes, siendo n < N), se decidió la eliminación de las siguientes: *D, cyaneus, K.c. tecta, P. major/vulgaris, B. longirostris* y la heterogeneidad vertical.

Efectuado el análisis sobre las 16 variables restantes, se pudo comprobar que, en cuanto al agrupamiento de fechas, el resultado de ambos análisis fue coincidente. La interpretación de los componentes, por el contrario, experimentó una mejora, como queda reflejado en la tabla III, alcanzando un nivel de casi el 75% de varianza explicada en el tercer componente, lo que permitirá una mejor interpretación biológica de estos tres componentes principales. La tabla IV muestra las cargas de las diferentes variables para cada uno de los tres primeros componentes.

TABLA IV. Cargas de las variables en cada uno de los tres primeros componentes.

	Componentes		
	I	II	III
M. laciniatus	0,967	-0,211	0,019
A. vernalis	0,097	0,847	-0,047
K.c. cochlearis	-0,208	0,749	0,497
H. bulgarica	0,860	0,260	-0,196
P. remata	0,155	0,200	0,889
F. longiseta terminalis	-0,100	0,499	0,497
E. dilatata	0,151	-0,403	-0,736
D. pulex	0,542	-0,041	0,588
Ch. sphaericus	0,643	-0,142	-0,431
Codonella sp.pl.	-0,251	0,813	0,033
Difflugia sp.pl.	-0,059	0,127	-0,124
Oxígeno	-0,126	0,876	0,057
Temp. media	0,903	-0,321	0,210
Ts-Tf	-0,086	-0,266	0,739
Prof. máxima	0,667	0,581	0,112

DISCUSION

En el componente I las especies con mayor carga son: *M. laciniatus, H. bulgarica* y *Ch. sphaericus.* Variando conjuntamente con ellas aparece la temperatura con valores de carga muy elevados en este primer componente. Asimismo con valores elevados, pero negativos, aparece la diversidad. Son estas especies las que presentan una permanencia más continuada a lo largo de todo el período de estudio y además son las especies dominantes en cada uno de los grupos taxonómicos mayoritarios del zooplancton de La Caldera. Constituyen, pues, una fracción muy importante de la biomasa de la comunidad y el desarrollo de sus poblaciones, bien en cuanto a las variaciones en el número de individuos *(M. laciniatus)* como en cuanto a su aparición *(H. bulgárica* y en menor grado *Ch. sphaericus),* está estrechamente relacionado con la variación térmica del lago. Esto es especialmente evidente en el caso de *M. laciniatus,* la especie dominante en la comunidad, cuyo desarrollo se relaciona con la duración del período en que el lago se encuentra libre de hielo y, por ende, con la variación en la temperatura del agua (CRUZ-PIZARRO, 1981).

En general este componente podría repre-

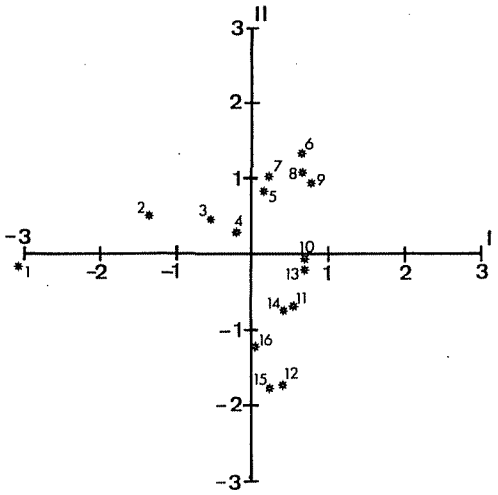


Fig. 1. Proyección de las fechas de muestreo en el plano definido por los dos primeros componentes principales.

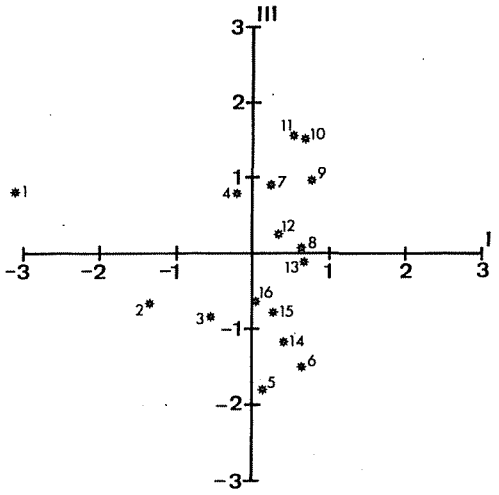


Fig. 2. Proyeccción de las fechas de muestreo en el plano definido por los componentes I y III.

sentar la variación de la temperatura que se correlaciona positivamente con el desarrollo de las especies dominantes, las cuales representan un porcentaje elevado de la biomasa de la comunidad y persisten durante la mayor parte del período de estudio por lo que la diversidad específica es casi siempre baja.

El segundo componente aparece gobernado por las especies *A. vernalis, K.c. cochlearis* y el *Codonella* así como por la concentración de oxígeno y, en menor grado, por la diversidad. Se trata de organismos cuyo máximo de densidad poblacional aparece en los primeros muestreos, posteriores al deshielo, en los que los valores de la diversidad son superiores a 1 bit/ind., por los altos valores de la uniformidad y de la riqueza específica en estos momentos. Asociada con ellas se encuentra la concentración de oxígeno que igualmente es máxima en los momentos siguientes al deshielo. En resumen, este eje representa la explotación del medio por las especies pioneras cuya aparición coincide con las concentraciones de oxígeno más elevadas y determinan los máximos valores de diversidad.

El tercer componente viene definido por las variables *P. remata* y $t_s - t_f$ (diferencia térmica superficie-fondo), aunque también tienen valores apreciables *D. pulex, K.c. cochlearis* y *F. longiseta/terminalis*. Se trata de especies, principalmente de Rotíferos, cuya presencia en la comunidad zooplanctónica se restringe (y, en todo caso, es máxima) a los momentos en que la diferencia térmica superficie-fondo es más acusada y cuyas poblaciones muestran una tendencia clara a situarse en los niveles superficiales más calientes *(D. pulex* muestra, en este sentido, un comportamiento algo diferente). Podríamos decir que este eje viene definido por las poblaciones cuyo mecanismo de coexistencia dentro de la comunidad parece estar basado en una segregación espacial. Es de notar que *E. dilatata,* que presenta una carga negativa muy acusada en este eje, muestra un período de existencia limitado prácticamente a los muestreos de mayor uniformidad térmica en profundidad.

La proyeccción de las fechas de muestreo en los ejes I y II (fig. 1), permite apreciar una separación entre los cuatro primeros muestreos (hasta el día 16-8-77) y el resto, en cuanto al eje I. Son los mómentos en los

que las especies dominantes, y sobre todo *M. laciniatus*, aún no han alcanzado su máximo poblacional. En función del segundo componente, las fechas se pueden separar por el día noveno (2-9-77) que marca el final de la explotación del medio por las especies pioneras.

Finalmente, en función del tercer componente (fig. 2), hay que señalar la agrupación de puntos que se produce entre los muestreos 7 y 12, que corresponde con el período de máxima segregación espacial de las poblaciones y de mayor diferencia térmica vertical. Un resultado semejante ha sido obtenido por MIRACLE (1974).

BIBLIOGRAFIA

BIOMEDICAL PROGRAM (BMDP). 1979. Institute of Health Sciences

CRUZ-PIZARRO, L. 1981. *Estudio de la comunidad zooplanctónica de un lago de alta montaña (La Caldera, Sierra Nevada, Granada).* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 180 págs.

DAGET, J. 1976. *Les modèles mathématiques en écologie.* Masson. París.

DRAPER, N.R. & H. SMITH. 1981. *Applied Regression Analysis.* J. Wiley and son. Nueva York.

HARMAN, H.H. 1980. *Análisis factorial moderno.* Saltés. Madrid.

MARTINEZ, R.M. 1975. First report on the limnology of the alpine lake La Caldera, in the Penibetic Mountains (Sierra Nevada, Granada, Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1.133-1.139.

MARTINEZ, R.M. 1977. Phytoplankton species, biomass and diversity in lake La Caldera (Sierra Nevada, Granada, Spain). *Acta Hydrobiol.* 19 (2): 95-107.

MIRACLE, M.R. 1974. Niche structure in freshwater zooplankton: a principal components approach. *Ecology* 55 (6): 1.306-1.316.

MIRACLE, M.R. 1976. Distribución en el espacio y en el tiempo de las especies del zooplancton del lago de Banyoles. *ICONA monografías* nº 5.

Introducción a un estudio limnológico del embalse de Pinilla (Madrid)

Francisco Javier Haering

Laboratorio de Análisis del agua, Canal de Isabel II,
c/ Santa Engracia 127, MADRID – 3

SUMMARY

INTRODUCTION TO A LIMNOLOGICAL STUDY OF THE PINILLA RESERVOIR (MADRID)

The reservoir of La Pinilla (Madrid, Spain) was sampled in four stations five times, from February to September 1975. The following parameters were determined: temperature, oxygen, chlorophyll a. and phytoplankton.

The water was stratified at the end of June. On the same date the oxygen at the bottom was only 4 mg/1 (38% saturation), while concentration at the surface was almost 9 mg/1 (100% saturation). Chlorophyll a was between 2.5 mg/m^3 and 24.7 mg/m^3. 31 species of algae were identified. The most frequent species were *Coelosphaerium naegelianum*, *Fragilaria crotonensis* and *Asterionella formosa*. These results let us suppose a beginning eutrophication, lately confirmed.

INTRODUCCION

Este trabajo se realizó debido a la creciente eutrofización del embalse de La Pinilla que es el primero de los del río Lozoya. Fue construido en 1967, tiene una presa de 28,8 metros de altura y se encuentra a 1.100 metros sobre el nivel del mar. En sus orillas están los pueblos de Lozoya del Valle (300 habitantes), y Pinilla del Valle (200 habitantes). Dentro de su cuenca se halla Rascafría con unos 1.000 habitantes. Todos estos pueblos duplican sus habitantes en verano.

De este embalse no se tenía ningún dato limnológico. Sólo se había muestreado una vez, el 22 de Agosto de 1974 (AVILES & GONZALEZ, 1975) y según estos autores el oxígeno se agotaba a los 10 m. de profundidad. También se poseían datos del plancton capturado con red.

MATERIAL Y METODOS

Se tomó agua en cuatro estaciones (fig. 1) y sólo en el último se hizo a diferentes profundidades. El río Lozoya es la estación 1, a su entrada al embalse, la estación 2 está en el embalse, al lado del arroyo que trae las aguas residuales de Pinilla del Valle, la estación

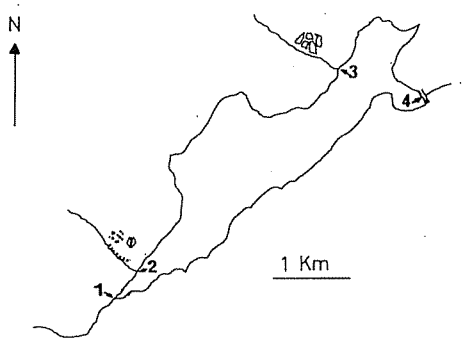


Figura 1. Situación de las estaciones de muestreo en el embalse.

3 se sitúa junto al arroyo que trae las aguas de Lozoya del Valle y la estación 4 cerca de la presa.

El agua se tomó directamente con una botella o con un muestreador RUTTNER (SCHWOERBEL, 1975).

La temperatura se midió con un termómetro, o con un termistor de la casa Electronic Instruments LTD; no existía una diferencia significativa entre los dos aparatos. El oxígeno se determinó por el método WINKLER (APHA, 1976).

La clorofila a se determinó por filtración a través de un filtro de membrana, y se extrajo a continuación con acetona al 90% (UNESCO, 1966). El fitoplancton se contó y clasificó con un microscopio invertido WILD M40. Los libros que se utilizaron para su clasificación fueron las series de BOURRELLY (1966, 1968, 1970) y HUBER-PESTALOZZI (1938-72), además de FOTT (1969), HEGEWALD (1974) y UHERKOVICH (1966).

RESULTADOS

La temperatura se midió en cinco ocasiones (Tabla I y fig. 2). El río tuvo siempre una temperatura más baja que la del embalse mientras que, la de las estaciones 2 y 3 fue similar a la superficial de la estación 4, en la cual se midió un perfil de metro en metro. Se observa un calentamiento progresivo de toda la masa de agua, con una estratificación clara en junio en que el epilimnion se sitúa de 0 a 2 m., la termoclina entre 2 y 7 m., con un gradiente de 1,95 °C/m., y el hipolimnion a partir de los 7 m. En Septiembre el embalse se había mezclado otra vez (fig 2).

En cuanto al oxígeno (Tabla I y fig. 3), se observa que las estaciones 1, 2 y 3 tuvieron siempre valores cercanos a la saturación en superficie mientras que en la estación 4 aparece en Mayo una ligera estratificación, más patente en Junio; con solamente 38% de saturación de oxígeno a los 14 m.

Los resultados de clorofila a y fitoplancton pueden encontrarse detallados en el apéndice.

DISCUSION

El tramo del río es de montaña, con una importancia casi nula de las poblaciones de

TABLA I. Temperaturas y oxígeno disuelto en % de saturación en la superficie de las estaciones de muestreo.

Estaciones	1		2		3		4	
	ºC	O_2	ºC	O_2	ºC	O_2	ºC	O_2
27-II-75	6,5	103	8,0	99	7,5	00	6,1	93
18-IV-75	7,9	84	11,9	85	11,9	80	10,8	95
26-V-75	9,5	99	14,5	97	14,5	97	12,8	96
25-VI-75	11,5	95	23,0	107	22,9	95	20,4	100
22-IX-75	15,4	112	19,8	-	19,6	95	16,5	84

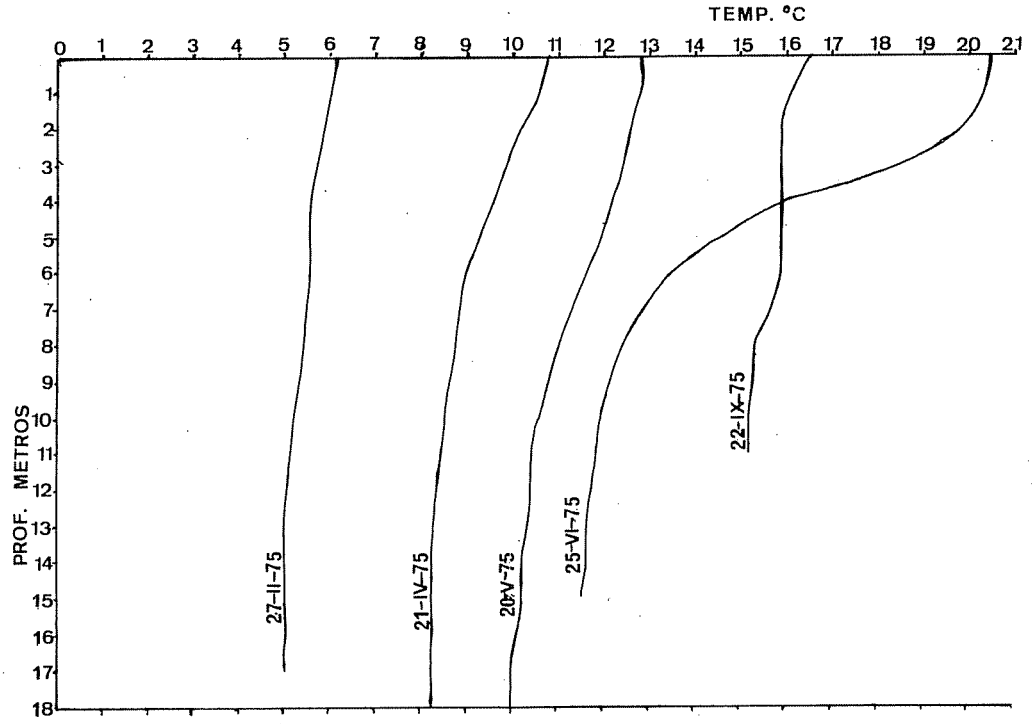


Figura 2. Perfil de temperatura en la estación 4.

algas del fitoplancton. La clorofila a y la concentración de fitoplancton de las estaciones 2 y 3 es igual o mayor que la de la estación 4, posiblemente por los aportes de nutrientes de los arroyos correspondientes. Los valores de clorofila tienen una cierta correlación con los de fitoplancton, en lo que respecta al número de células.

Según LUND (1949, 1950, 1964) *Asterionella formosa* tiene una capacidad de crecimiento mayor que el de *Fragilaria crotonensis,* por lo que cuando las dos aumentan de número en primavera en el momento que la iluminación es mayor, es *Asterionella* la que crece más rápidamente y por ello con densidades mayores al principio de la primavera (véase el apéndice). Posteriormente subsiste más tiempo *Fragilaria crotonensis,* porque puede utilizar el silicio aunque esté en pequeña cantidad, lo que no parece poder hacer *Asterionella.*

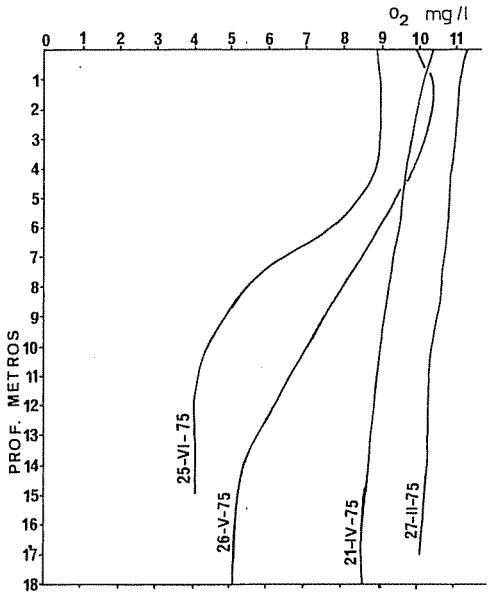


Figura 3. Perfil de oxígeno en la estación 4.

También LUND (1954, 1955) ha estudiado el comportamiento de *Melosira italica*. Esta alga, por ser muy densa, no puede permanecer flotando en el momento de la estratificación, y a ello podría deberse su ausencia en el embalse de La Pinilla durante el mes de junio.

La aparición de cianoficeas es considerado un índice de eutrofización (FOGG, 1969) y aparecen cuando hay poco nitrógeno (REYNOLDS & WALSBY, 1975), porque pueden tomar directamente el gas atmosférico. En nuestro embalse aparece *Coelosphaerium naegelianum*, que se cree que no puede utilizar el nitrógeno atmosférico, aunque los autores antes citados son de la opinión que las especies no fijadoras de nitrógeno se aprovechan de las fijadoras. En nuestro caso, *Coelosphaerium* se aprovecharía de *Anabaena* sp. que también abunda en verano.

Con los caracteres antes citados, y la concentración de clorofila a para embalses eutróficos según MARGALEF (1974) consideramos al embalse eutrófico tal como lo califican también AVILES & GONZALEZ (1980) en un momento en que a 10 m. de profundidad no había oxígeno. Todo ello confirma la eutrofización del embalse por los vertidos directos al mismo que fluyen por el río principal y los arroyos colindantes.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a M. Carmen Gordo la determinación del oxígeno, y a Mariano Santos y Francisco Echevarría la ayuda prestada en la toma de muestras.

BIBLIOGRAFIA

APHA, 1976. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 14th edition.

AVILES, J. & GONZALEZ, E. 1975. *Reconocimiento limnológico de la cuenca del Tajo.* MOP. Madrid.

AVILES, J. & GONZALEZ, E. 1980. *Reconocimiento limnológico de la cuenca del Tajo. II fase.* MOP. Madrid.

BOURRELLY, P. 1966. *Les algues d'eau douce. Algues vertes.* Ed. Boubée. París.

1968. *Les algues d'eau douce. Algues jaunes et brunes.* Ed. Boubée. París.

1970. *Les algues d'eau douce. Algues bleues et rouges.* Ed. Boubée. París.

FOTT, G. 1969. The physiology of an algal nuisance. *Proc. Royal Soc. B.* 173: 175-189.

HEGEWALD, E. 1974. Bericht über seltene Grünalgen aus Dortmund, mit einem Schlüssel für die Gattung Scenedesmus. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde.* 7: 61-74.

HUBER-PESTALOZZI, G. 1938-72. *Das Phytoplankton des Süsswassers. Systematik und Biologie.* En A. THIENEMANN (ed.). *Die Binnengewässer, XVI.* Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

LUND, J. W. G. 1949. Studies on *Asterionella.* I. The origin and nature of the cells producting seasonal maxima. *The Journal of Animal Ecology.* 37: 389-419.

1950. Studies on *Asterionella* II. Nutrient depletion and the spring maximum. *The Journal of Animal Ecology.* 38: 1-35.

1954. The seasonal cycle of the plankton diatom *Melosira italica (EHR). KUTZ. subsp. subartica.* O. MULLER. *The Journal of Ecology.* 42: 157-179.

1955. Further observations on the seasonal cycle of *Melosira italica (EHR.) KUTZ. subsp. subarctica* O. MULLER. *The Journal of Ecology.* 43: 90-102.

1964. Primary production and periodicity of phytoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* XV: 37-56. Stuttgart.

MARGALEF, R. 1974. *Ecología.* Ed. Omega. Barcelona.

REYNOLDS, C. S. & WALSBY, A. E. 1975. Water blooms. *Biol. Rev.* 50: 437-481.

SCHWOERBEL, J. 1975. *Métodos de Hidrobiología.* Ed. Blume. Madrid.

UHERKOVICH, G. 1966. *Die Scenedesmus-Arten Ungarns.* Akad. Kiado. Budapest.

UNESCO, 1966. *Determination of photosynthetic pigments in sea-water.* Monographs on Oceanic Methodology. nº 1. París.

APENDICE. Número de células por mililitro de diferentes especies de fitoplancton y concentración de clorofila en mg/m^3 en diferentes estaciones y épocas de muestreo en el embalse de La Pinilla (Madrid).

				CYANOPHYCEAE					BACILLARIOPHYCEAE								
Fecha	Punto	Profundidad	Clorofila a	*Coelosphaerium naegelianum*	*Anabaena* sp.	*Oscillatoria* sp.	*Merismopedia* sp.	*Melosira varians*	*Melosira italica*	*Cyclotella meneghiana*	*Stephanodiscus hantzschii*	*Fragilaria crotonensis*	*Asterionella formosa*	*Synedra acus*	*Synedra ulna*	*Nitzschia acicularis*	*Nitzschia*
27-II-75	1	0	0,7	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	0	2,5	5	-	-	-	-	97	1634	47	-	23	4	-	8	551
	3	0	3,7	-	-	-	-	-	342	2153	544	-	69	12	-	95	13
	4	0	7,8	-	-	-	-	-	462	2249	864	55	137	40	-	5	10
	4	10	7	1	-	-	-	-	618	115	707	63	164	14	-	1	4
	4	17	7,6	-	-	-	-	-	661	1079	602	33	174	30	-	3	5
18-IV-75	1	0	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	0	6,5	-	-	-	-	-	1355	3717	347	124	1577	-	-	39	46
	3	0	21,5	-	-	-	-	-	2670	5917	700	412	4431	-	-	-	20
	4	0	12,0	-	-	-	-	-	1034	3100	516	192	2398	3	-	20	-
	4	2	16,4	-	-	-	-	-	2267	6566	1010	360	3801	3	-	1	-
	4	10	14,9	-	-	-	-	-	4254	2618	818	308	3829	6	-	-	-
	4	18	19,3	-	-	-	-	-	3201	1885	655	-	3364	6	6	26	26
26-V-75	1	0	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	0	17,7	-	-	-	-	-	236	-	-	6676	4660	-	-	-	105
	3	0	5,0	-	6	-	-	-	648	131	-	4411	5059	6	-	26	6
	4	0	16,2	-	-	-	-	-	1126	105	-	4896	4752	46	-	-	-
	4	2	14,9	-	6	-	-	-	983	131	-	13051	12547	6	-	-	-
	4	10	6,4	-	-	-	-	-	1630	236	-	2101	1551	13	-	-	6
	4	18	8,9	-	-	-	-	-	3338	105	-	2350	1158	33	-	-	-
25-VI-75	1	0	4,3	-	-	99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
	2	0	7,0	1361	839	-	-	-	8	-	-	3678	1	-	-	1	10
	3	0	7,8	942	1836	52	-	-	10	-	-	1730	-	-	-	-	4
	4	0	8,2	1880	2046	-	-	-	-	-	-	3220	-	-	-	-	4
	4	2	7,1	1047	1584	-	-	-	8	-	-	3133	-	-	-	-	-
	4	5	15,8	995	110	-	-	-	23	-	-	9909	-	-	-	-	-
	4	10	24,7	-	-	-	-	-	50	-	-	19882	-	-	-	-	-
	4	15	6,7	-	-	-	-	-	190	-	-	4132	-	-	-	-	-
22-IX-75	1	0	2,5	-	-	-	-	5	-	10	-	130	-	-	-	-	42
	3	0	10,2	53958	-	-	-	-	355	-	-	309	-	20	-	-	72
	4	0	6,6	30137	-	92	5	-	359	-	-	37	-	1	-	-	-

Gymnodinium sp.	*Cryptomonas erosa*	*Rhodomonas lacustris*	*Chromulina* sp.	*Mallomonas* sp.	*Euglena* sp.	*Trachelomonas* sp.	*Carteria* sp.	*Chlorogonium* sp.	*Chlamydomonas* sp.	*Pandorina morum*	*Eudorina* sp.	*Closterium acutum*	*Closterium* sp.	*Cosmarium* sp.	*Staurastrum paradoxum*	*Staurastrum* sp.	*Pseudosphaecystis lacustris*	*Tetraedron minimum*	*Sphaerocystis schroeteri*	*Sphaerocystis schroeteri*	*Chlorella vulgaris*
–	5	57	–	–	–	–	–	5	–	63	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	21	–	–	–	–	–	–	–	271	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–	188
–	9	283	–	–	–	–	–	–	–	544	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	199
–	35	47	–	–	4	–	3	–	–	31	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	47
20	6	–	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	42
21	9	5	–	–	–	–	1	–	–	21	–	–	–	3	–	–	–	10	–	–	37
–	–	5	–	–	5	10	5	–	5	16	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	998
–	26	366	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6	–	–	576
–	–	–	26	124	6	26	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	9	10	–	8	–	–	14	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	57
5	80	345	–	124	4	–	10	–	–	–	–	–	–	3	–	–	–	1	–	–	220
–	6	26	–	–	–	131	–	–	–	26	–	–	–	–	–	–	6	105	–	–	–
–	12	26	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	53
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	262	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	6	524	–	–	–	–	–	–	–	26	–	–	–	20	–	–	–	20	–	–	–
–	–	78	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	–	–	6	20	–	–	26
–	–	314	–	52	–	26	–	–	–	26	–	–	–	6	–	–	6	26	–	–	314
–	65	314	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	13	6	–	–	157	6	–	–
–	26	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	13	–	–
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–	–
–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	136	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	78	99	–	–	–	–	6	–	–	21	63	–	–	4	–	–	–	–	13	–	73
–	1	16	–	–	1	–	3	–	16	214	21	188	–	1	–	1	5	–	17	–	73
1	14	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	126	16	–	126
–	26	89	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	4	–	4	–	86	26	–	16
–	18	5	–	–	–	–	9	–	–	–	–	–	–	4	1	3	–	55	12	–	–
–	4	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	8	–	3	–	–	5	–	5
–	10	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	8	–	–	–	–	–	–	16
–	10	–	–	–	–	57	–	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	16
525	91	79	–	–	33	184	302	–	–	52	105	–	6	–	6	39	–	–	–	20	26	131
–	21	–	–	–	–	–	38	–	–	–	–	–	1	–	18	33	–	–	5	52	–	78

Fecha	Punto	Profundidad	*Oocystis lacustris*	*Oocystis marssonii*	*Chodatella* sp.	*Monoraphidium contortum*	*Monoraphidium griffitii*	*Monoraphidium minutum*	*Golenkinia* sp.	*Coelastrum microsporum*	*Scenedesmus inermis*	*Scenedesmus* sp.	*Actinastrum hantzschii*	*Elakatothrix gelatinosa*	*Pediastrum boryanum*	*Pediastrum duplex*	Otras algas verdes
27-II-75	1	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–	–	152
	3	0	–	–	–	164	–	–	–	–	–	16	9	25	–	–	393
	4	0	26	–	–	80	–	–	–	–	–	35	–	5	–	–	78
	4	10	–	–	–	30	–	–	–	–	–	27	–	–	1	–	–
	4	17	16	–	–	30	–	–	–	42	–	37	–	–	–	–	183
18-IV-75	1	0	–	–	–	–	–	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2	0	–	–	–	20	–	–	–	–	–	104	–	–	–	–	–
	3	0	6	–	–	52	–	–	–	–	–	183	6	–	–	–	–
	4	0	–	–	–	35	–	–	–	5	–	31	6	8	4	–	–
	4	2	–	–	–	31	–	–	–	–	–	56	9	–	5	–	–
	4	10	–	–	–	46	–	–	–	–	–	65	6	–	–	–	–
	4	18	–	–	–	13	–	–	–	–	–	118	6	–	–	–	314
26-V-75	1	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2	0	26	–	–	6	–	–	–	–	–	105	–	–	6	–	393
	3	0	26	–	–	6	–	–	–	52	52	26	–	13	6	–	26
	4	0	209	–	–	59	–	–	–	52	–	78	–	26	–	–	105
	4	2	13	–	–	13	–	26	–	209	–	–	–	–	–	–	78
	4	10	–	–	–	6	–	–	–	183	–	72	–	–	–	–	52
	4	18	78	–	–	13	–	–	–	209	–	52	–	–	–	–	52
25-VI-75	1	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2	0	99	–	5	–	–	–	8	–	–	37	–	–	–	21	16
	3	0	52	–	8	–	–	16	13	–	–	16	–	26	84	16	21
	4	0	44	–	8	–	10	–	8	42	–	12	–	5	60	–	84
	4	2	42	–	8	–	–	6	5	–	–	21	–	–	–	–	1
	4	5	105	–	–	–	–	3	1	63	–	35	–	101	25	–	52
	4	10	10	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–	5
	4	15	5	–	–	–	–	–	–	–	–	37	–	–	–	–	10
22-IX-75	1	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–	–	–	–	–
	3	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	66	–	13	–	–	–
	4	0	47	–	–	–	–	–	–	–	–	26	–	40	–	–	10

Características limnológicas del embalse de Cúber (Mallorca)

Gabriel Moya[1] y Guillermo Ramón[2]

1 Depto. de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de Palma de Mallorca.
2 Dpto. de Microbiología Facultad de Ciencias Universidad de Palma de Mallorca

SUMMARY

LIMNOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE CUBER RESERVOIR (MALLORCA)

Cúber is a freshwater reservoir located in the middle of Sierra de Tramuntana in Majorca. It is a small and very affected by special climatic factors because of its location.

Its waters are very mineralized and present an unique annual period of thermal stratification during the summer. It has a very low concentration of oxygen in the hypolimnion and above saturation in the metalimnion. The level of eutrophy is low, according to the low concentrations of the fundamental nutrients, nitrogen and phosphorus. A great proliferation of phytoplankton, mainly of little green algae, is characteristic in spring. Likewise a clear annual succession of the phytoplankton communities is observed.

INTRODUCCION

La construcción del embalse de Cúber, incluido dentro del programa de aprovechamiento de las aguas superficiales para ampliación del abastecimiento a la ciudad de Palma de Mallorca, fue iniciada en abril de 1970 y su entrada en servicio tuvo lugar en el año 1972 (SERVICIO HIDRAULICO DE BALEARES, 1973).

El embalse se halla ubicado en la porción central de la Serra de Tramuntana de Mallorca, en el término municipal de Escorca, próximo a la carretera C-170 y entre sus kilómetros 34 y 35. Esta es la zona de mayor pluviosidad de la isla, con valores medios del orden de los 1.300 litros por metro cuadrado y año, al tiempo que ocupa un valle entre montañas fuertemente afectado por los vientos que soplan según la dirección del mismo. Su situación geográfica, tomando como referencia la presa, es de 39° 47' N y 2° 48' E de Greenwich, con una orientación NW-SE de la perpendicular a la presa.

El embalse de Cúber (fig. 1) tiene una forma irregular, casi triangular, con un fondo prácticamente plano y una altura máxima posible de la columna de agua de 17,30 metros (747,30 m. altitud). Cabe destacar las reducidas dimensiones del embalse, de 59,30 Ha y 4,60 Hm^3 como máximo. Ello, unido a las particulares

condiciones climáticas de la zona, hace que las características limnológicas estén fuertemente afectadas por los factores meteorológicos.

Las entradas de agua, procedentes de la propia cuenca del embalse, a través de dos torrentes y una serie de pequeñas fuentes (fig. 1) son reducidas y esporádicas. El suministro más regular e importante proviene del embalse del Gorg Blau, situado a unos 3 kilómetros del de Cúber en dirección NE, siendo las aguas transvasadas mediante elevación por bombeo y posterior descenso gravitacional a través de un canal de 5,5 kilómetros de longitud. Esta situación en cadena de los dos embalses confiere un mayor interés al estudio de los mismos (MARGALEF *et. al.*, 1976).

Los valores de la tasa de renovación bruta del agua durante el período de estudio oscilaron alrededor de un valor medio de 2,10; equivalente a un tiempo promedio de renovación total del agua del embalse ligeramente inferior a los seis meses.

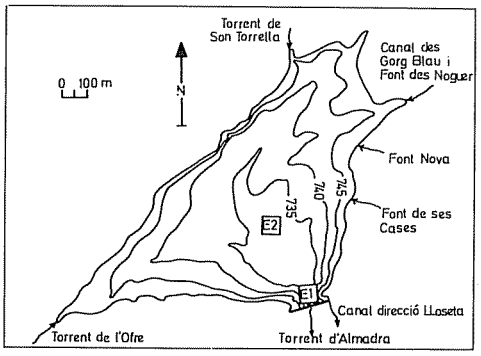


Figura 1. Mapa batimétrico del embalse de Cúber, con indicación de la localización de las estaciones de muestreo y las principales entradas y salidas de agua.

MATERIAL Y METODOS

El embalse fue visitado desde marzo de 1976 a octubre de 1978, con una periodicidad mensual y en cada una de las visitas se procedió a la determinación de la transpa-

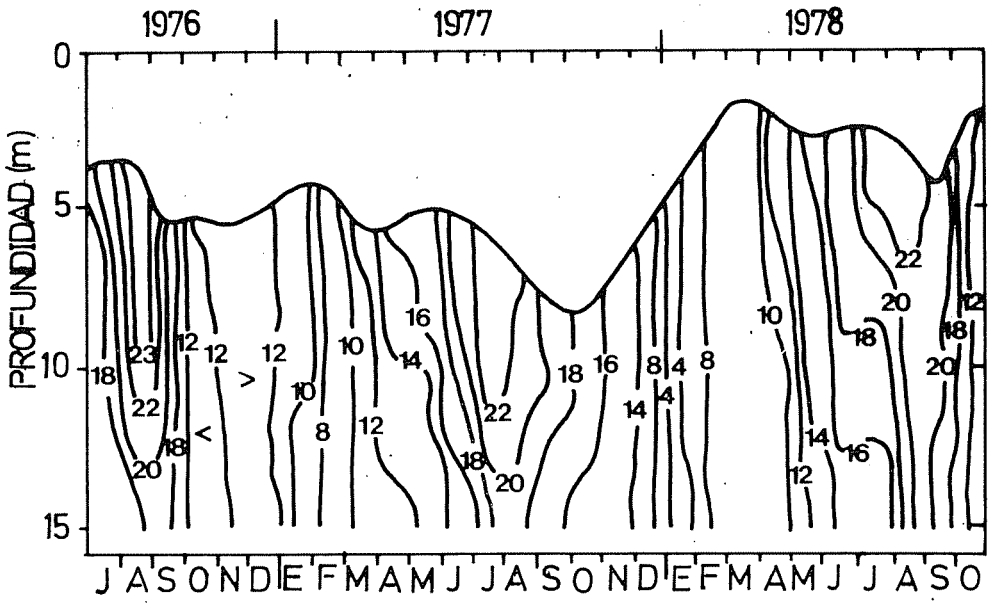


Figura 2. Distribución de la temperatura (°C) en función del tiempo y la profundidad.

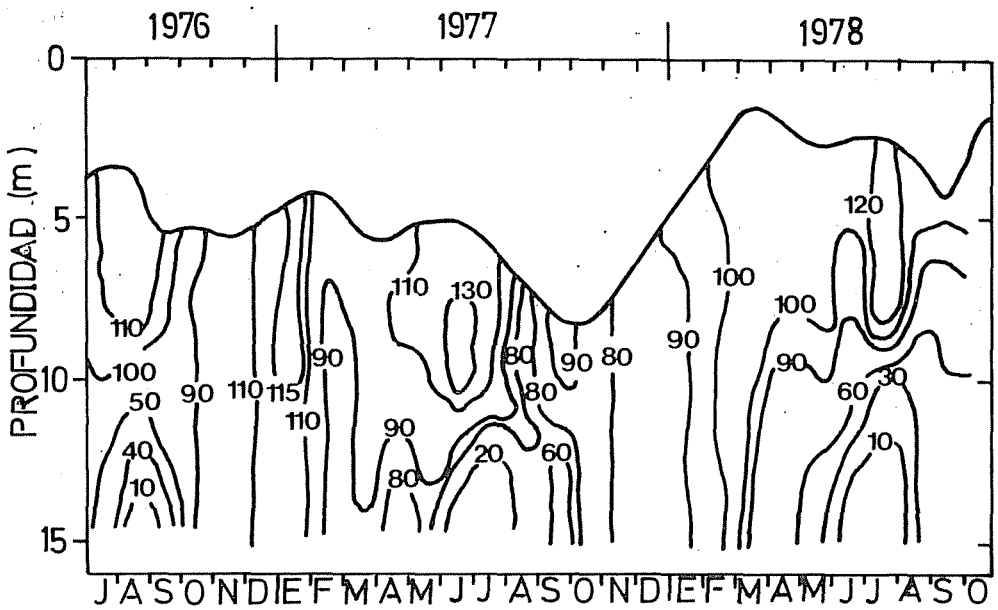


Figura 3. Evolución espacio-temporal del tanto por ciento de saturación de oxígeno.

rencia del agua; se elaboró un perfil térmico y se tomaron muestras de diferentes profundidades en las dos estaciones establecidas en el embalse (fig. 1).

Las muestras de agua, obtenidas mediante una botella Hydro-Bios de 5 litros de capacidad, fueron utilizadas para una serie de determinaciones químicas y biológicas. Algunas de ellas se realizaron sobre fracciones específicas; el resto sobre un volumen variable --normalmente 2,5 litros-- de la muestra, que se filtraba a las 2-3 horas de su obtención y se conservaba en frascos de plástico químicamente neutros (SARACENI & RUGGIU, 1974) con unas gotas de cloroformo (ABERG & RODHE, 1942). Los análisis químicos fueron realizados en el laboratorio dentro de las 24 horas siguientes a la toma de la muestra.

Los métodos utilizados para la determinación de los parámetros que se consideran a continuación, fueron los siguientes: Temperatura (Termistor); Oxígeno y Nitratos y Nitritos (STRICKLAND & PARSONS, 1972); Alcalinidad (GOLTERMAN & CLYMO, 1969); Amonio (KOROLEFF, 1970); Fósforo soluble y reactivo (MURPHY & RILEY, 1962); Clorofila "a" (TALLING, 1974); Recuento del fitoplancton (LUND *et. al.*, 1958); Diversidad biótica (SHANNON & WEAVER, 1963). Las modificaciones y particularidades seguidas en cada uno de los métodos; así como las técnicas específicas de tratamiento y conservación, aparecen recogidas en MOYA (1981).

RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados obtenidos en las dos estaciones de muestreo son básicamente comparables con pequeñas diferencias en algunos momentos, atribuibles al efecto ejercido por la presa sobre la estación situada cerca de la misma. Por esta razón, los resultados que se comentan son esencialmente los correspondientes a la estación E2, localizada en la zona central del embalse (fig. 1). La representación gráfica de los resultados se ha realizado mayoritariamente mediante isopletas para los valores obtenidos a las diferentes profundidades. El nivel de 0 metros corres-

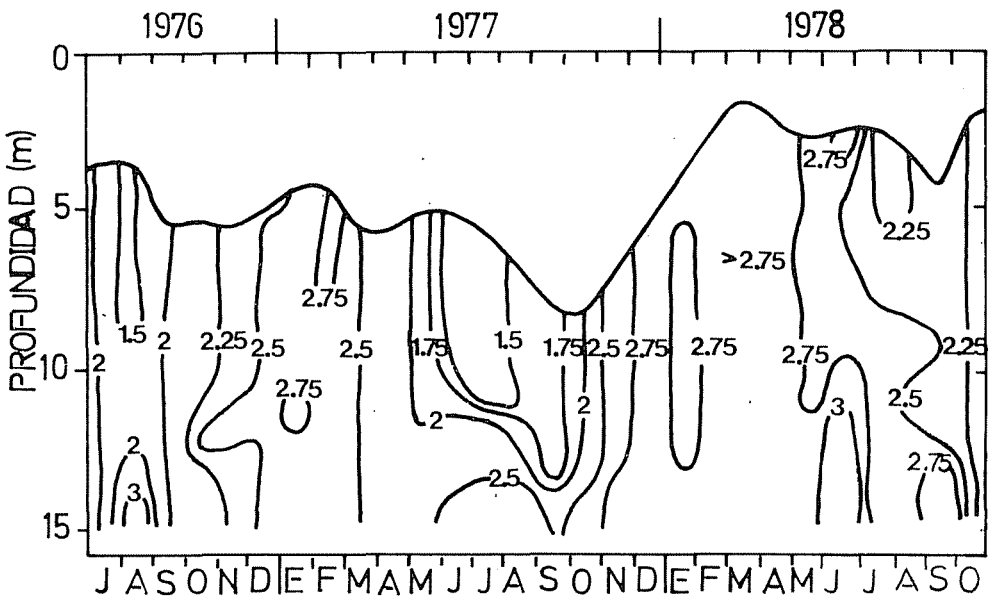


Figura 4. Distribución de la alcalinidad (meq/1) en función del tiempo y la profundidad.

ponde a la cota máxima posible del embalse; es decir, a la cota de 747,30 metros medidos sobre el nivel del mar.

ESTRATIFICACION

La temperatura media de las aguas del embalse a lo largo del año se mantiene próxima al valor correspondiente a la temperatura ambiental, alrededor de los 12°C. Los valores mínimos más frecuentes se registran en los primeros meses del año, situándose entre 8°C y 10°C; mientras los valores máximos corresponden a los meses de verano con registros entre los 20°C y los 22°C.

El comportamiento térmico del embalse a lo largo del ciclo anual (fig. 2) se caracteriza por la existencia de dos períodos claramente diferenciados. En los meses comprendidos entre el otoño y la primera mitad de la primavera, la temperatura del agua permanece constante en todo el perfil. El resto de la primavera y los meses de verano las aguas presentan diferencias de temperatura entre los niveles superiores y profundos, con una estratificación más o menos marcada. Todo ello nos permite concluir que el embalse de Cúber se comporta como un lago del tipo monomíctico cálido (HUTCHINSON, 1957).

La concentración de oxígeno disuelto sigue, en líneas generales, un comportamiento paralelo al de la temperatura. Los valores máximos se sitúan alrededor de los 8ml/1. A pesar de la reducción en la concentración de oxígeno, registrada en el hipolimnion durante los meses de verano, no se alcanza la anoxia. El porcentaje de saturación de oxígeno (fig. 3) muestra valores superiores al 100% especialmente en los niveles superiores en la época de estratificación debidos, en su mayor parte, a la acción fotosintética (WETZEL, 1975).

MINERALIZACION

Los valores de la alcalinidad, utilizada como una medida del grado de mineralización del agua (MARGALEF, 1976), oscilan

entre 1,15 meq/1 y 3,17 meq/1 (fig. 4). Su evolución sigue los procesos de estratificación térmica, destacando los valores mínimos en el epilimnion en verano, como consecuencia de precipitación del carbonato cálcico; y el aumento paralelo en las proximidades del fondo, debido a fenómenos de redisolución.

Los resultados de la alcalinidad, junto con los correspondientes a otras variables relacionadas con el grado de mineralización, nos permiten concluir que se trata de una masa de agua con una reserva alcalina alta, con un pH ligeramente básico (7,2 a 8,5) siendo el calcio (28,0 a 112,0 mg/1) el catión más importante y los bicarbonatos (59,0 a 156,0 mg/1), sulfatos (< 10,00 a 68,77 mg/1) y cloruros (18,27 a 33,65 mg/1), los aniones que caracterizan el agua.

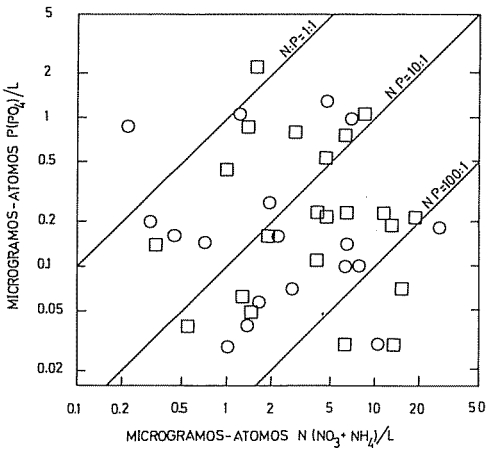


Figura 5. Relación entre las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las dos estaciones de muestreo (círculos E1, cuadrados E2).

NUTRIENTES

Las concentraciones de los distintos compuestos de nitrógeno determinados experimentan grandes variaciones a lo largo del período estudiado, comportamiento generalizado en las aguas de muchos lagos y embalses (WETZEL, 1975).

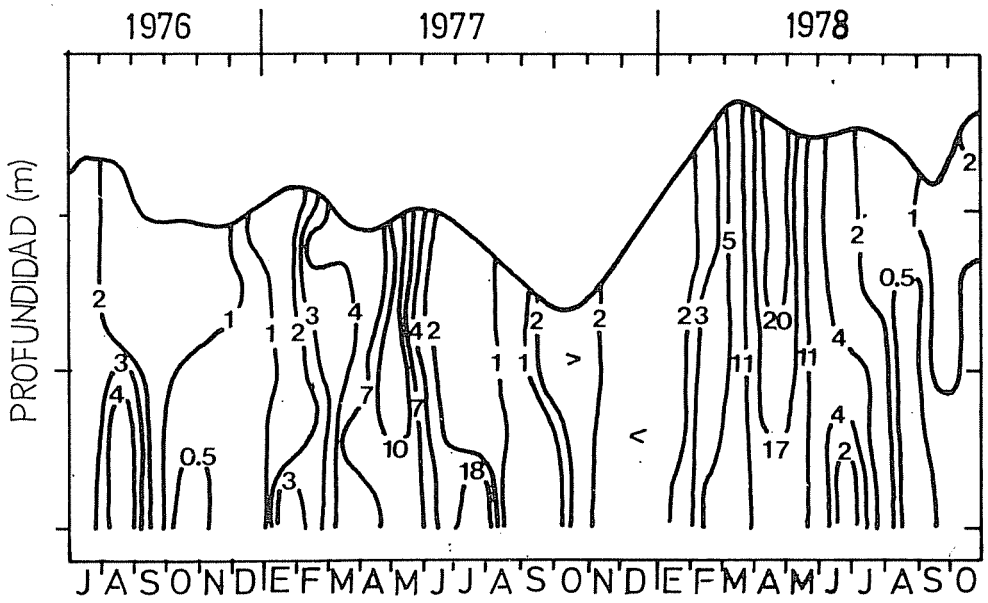


Figura 6. Distribución de la densidad total del fitoplancton (10^3. cel/ml) en función del tiempo y la profundidad.

La concentración de amonio es baja, en muchos casos por debajo de la capacidad del método (0,1 μg-at N-NH_4/1). Los máximos se registran normalmente próximos al fondo, en los períodos con déficit de oxígeno en dicha zona y, salvo contadas ocasiones, no suelen superar los 10 μg-at N-NH_4/1. Las cantidades de nitritos son inferiores a 1 μg-at N-NO_2/1 durante el período de estudio.

Las concentraciones de nitratos son inferiores a las encontradas en otros embalses de características semejantes (MARGALEF *et. al.*, 1976); si bien son comparables a las halladas en lagos oligotróficos y de aguas bicarbonatadas cálcicas. (CAMPS *et al.*, 1976). Sus valores se hallan influidos por la estratificación y el desarrollo del fitoplancton, con máximos durante el invierno (de 5 a 45 μg-at N-NO_3/1) y mínimos, (<0,05 μg-at N-NO_3/1) durante la primavera-verano.

Las concentraciones de fósforo presentan valores muy bajos oscilando entre 0,1 y 0,9 μg-at P-PO_4/1. Estos valores son consecuencia de los procesos de precipitación del fósforo condicionados por las características de mineralización de las aguas (MARGALEF, 1976).

La relación nitrógeno-fósforo, hallada a partir de los valores más arriba mencionados, presenta valores bajos; inferiores a los que cabría esperar, por las características químicas de las aguas apuntadas anteriormente. La mayoría se hallan comprendidos entre N:P = 10:1 y N:P = 100:1 (fig. 5). Los valores mínimos corresponden a los momentos en que hay un aporte de fósforo, al final de la estratificación estival e inicio de las lluvias; especialmente en septiembre de 1978.

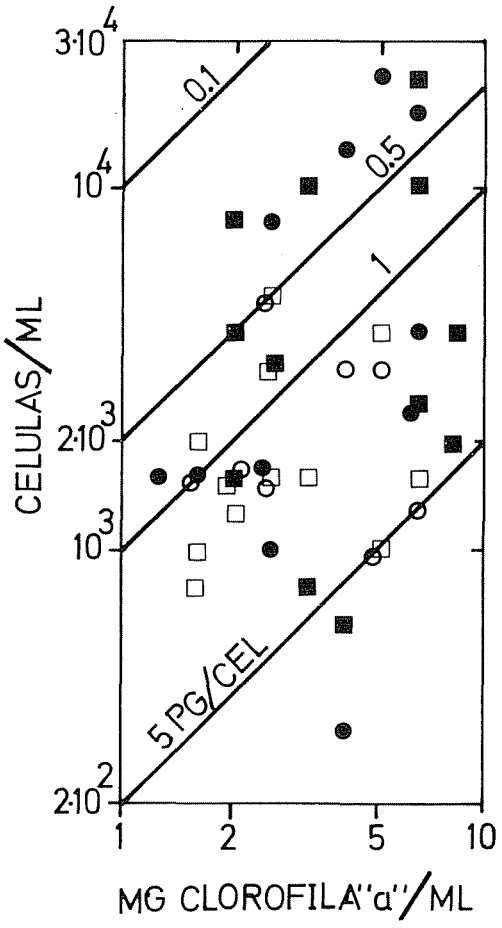


Figura 7. Contenido medio de clorofila "a" por célula (pg/cél.). Se diferencian los períodos de mezcla (símbolos claros) y de estratificación (símbolos oscuros) en las dos estaciones de muestreo.

FITOPLANCTON

El número total de células del fitoplancton experimentó variaciones muy regulares a lo largo de todo el período estudiado (fig. 6). Los valores máximos, comprendidos entre 10.000 y 23.000 cel/ml, se registran al producirse el florecimiento algal de primavera; mientras que los valores mínimos, inferiores a las 1.000 cel/ml., se dan durante el mes de agosto, coincidiendo al agotarse los nutrientes fundamentales.

Las concentraciones de clorofila "a" en las aguas del embalse presentan oscilaciones muy importantes si se consideran los valores extremos, pero los valores más frecuentes y el promedio de toda la columna de agua se sitúan entre 1,5 y 6,0 mg/m^3. Los máximos van ligados a los florecimientos algales, aunque no coincidan estrictamente con ellos. Los mínimos se registran durante los meses

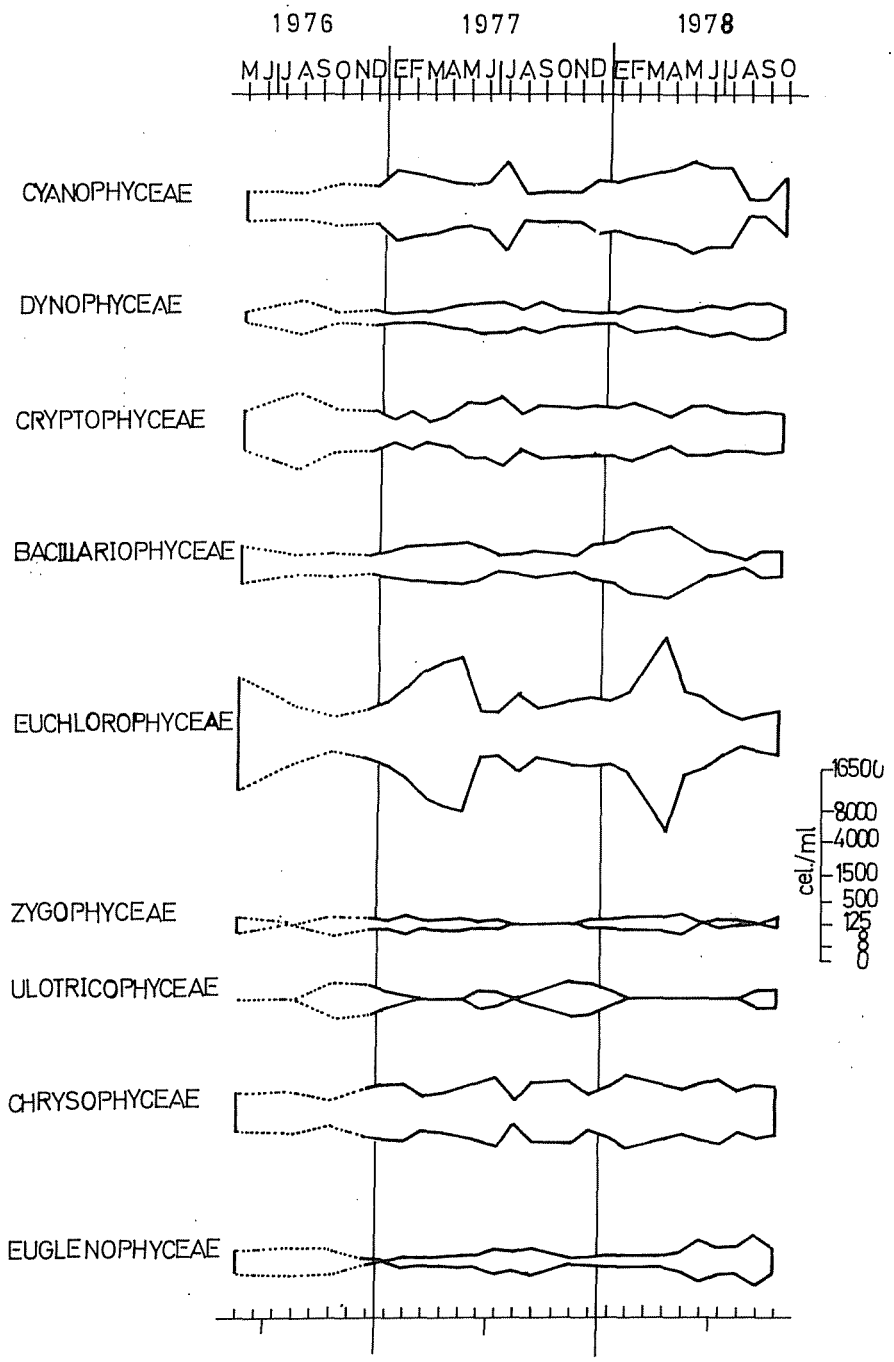


Figura 8. Variación estacional de los principales grupos del fitoplancton. Los trazos son proporcionales a raíz cúbica de la concentración de células, de acuerdo con la escalera lateral.

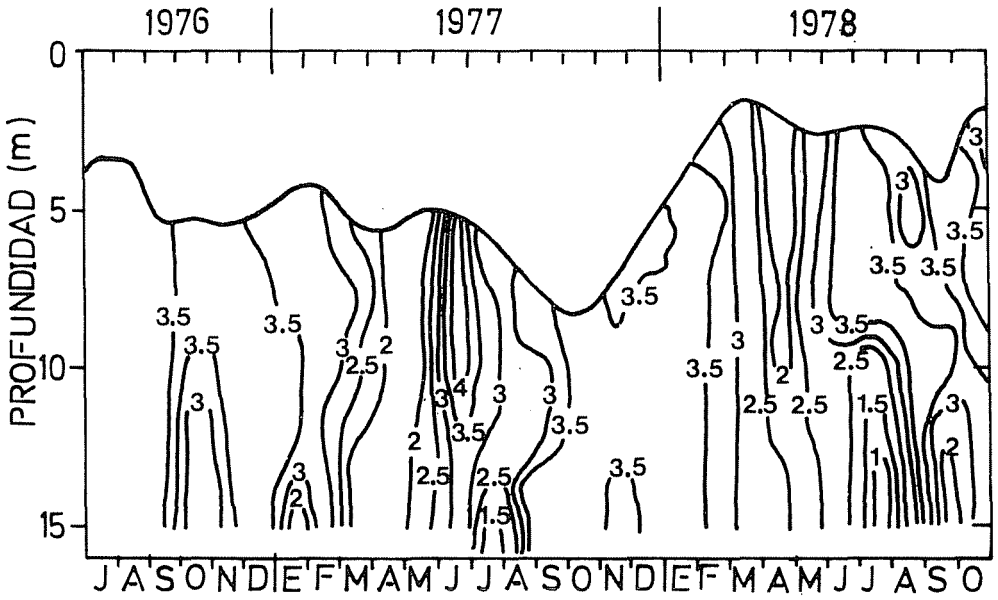


Figura 9. Distribución de los valores de la diversidad del fitoplancton (bits/cel), en función del tiempo y la profundidad.

de verano, en las capas superficiales del embalse.

Los valores medios de clorofila "a" por célula en toda la columna de agua, oscilan ampliamente alrededor de 1 pg/cel. (fig. 7). Desviaciones en menos se detectan durante el florecimiento algal y en más a finales del verano y en las capas más profundas del embalse. Estas variaciones vienen condicionadas por los cambios en las poblaciones fitoplanctónicas y dependen de la mayor o menor concentración de clorofila en las células, del tamaño celular y de la posible presencia de clorofila detrítica.

SUCESION

El ciclo anual del fitoplancton manifestó una gran regularidad durante el período de estudio (fig. 8); y la diversidad experimentó variaciones paralelas (fig. 9).

Esencialmente podemos establecer cuatro etapas características de la sucesión de las comunidades fitoplanctónicas en el embalse de Cúber: Una primera etapa viene caracterizada por un fitoplancton en el que dominan las euclorofíceas de pequeño tamaño, acompañadas de unas pocas especies de diatomeas céntricas. Se trata de organismos con una elevada tasa de multiplicación que determinan el florecimiento algal de primavera y condicionan valores muy bajos de la diversidad (< 2 bits/cel).

La siguiente etapa corresponde al plancton de verano, representado por euclorofíceas en los niveles superiores; dinofíceas, criptofíceas y crisofíceas distribuidas en toda la columna de agua, y la cianofícea *Oscillatoria rubescens* que tiende a acumularse en las capas profundas. La diversidad experimenta un aumento en toda la columna de agua; salvo en las proximidades del fondo en que se mantiene muy baja.

La tercera etapa se registra durante el otoño, con un fitoplancton en el que dominan las formas móviles: criptofíceas, crisofíceas y las euglenofíceas cerca del fondo. La diversidad es máxima en toda la columna de agua con valores superiores a 3,5 bits/cel.

Finalmente durante los primeros meses de invierno tiene lugar una etapa, que puede ser catalogada como de regresión, caracterizada por la presencia de restos de las comunidades de otoño y la aparición de las formas que van a ser dominantes a lo largo de la primavera siguiente. Estos cambios van acompañados de una disminución progresiva de los valores de la diversidad.

LIMNOLOGIA REGIONAL

El estudio de un amplio número de embalses españoles puso de manifiesto la posibilidad de establecer una tipología de los mismos en función de las características regionales (MARGALEF *et al.*, 1973; ESTRADA, 1975; MARGALEF, 1975).

Por el grado de mineralización del agua, representado por la alcalinidad, y el grado de eutrofia de la misma, indicado por la concentración de clorofila, MARGALEF *et al.*, (1976) establecen en los embalses españoles seis grupos (fig. 10). Esta clasificación, basada inicialmente en los datos físicos y químicos, se ha visto reforzada con el estudio de la composición de las diferentes comunidades de organismos presentes en los embalses españoles (MARGALEF & MIR, 1979; PRAT, 1980; ARMENGOL, 1982).

Por su grado de mineralización el embalse de Cúber queda incluido en el grupo VI de los embalses españoles (MOYA & RAMON, 1981), con una concentración de clorofila ligeramente superior a la media del grupo. La composición específica del fitoplancton manifiesta igualmente una notable coincidencia con la que se presenta en dicho grupo de embalses españoles y particularmente con el subgrupo VIb (MARGALEF & MIR, 1979), con ligeras diferencias que posiblemente puedan ser atribuibles al déficit de nitrógeno del embalse de Cúber en relación con los embalses del grupo VI.

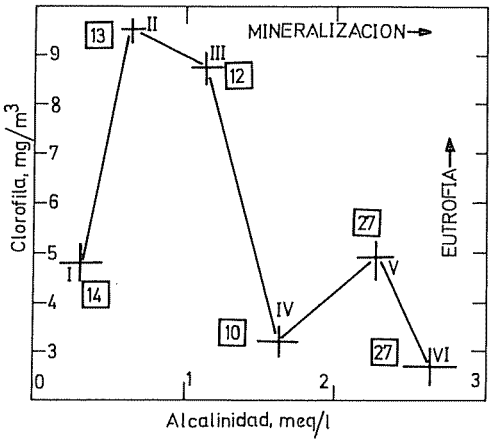


Figura 10. Distribución de los embalses españoles en seis grupos, en función de la mineralización de las aguas, que aumenta de izquierda a derecha, y de la fertilidad de sus aguas, proporcional a la altura sobre la línea de base (De MARGALEF *et al.*, 1976). Dentro de un cuadro se indica el número de embalses incluidos en cada grupo.

BIBLIOGRAFIA

ABERG, B. & RODHE, W. 1942. Uber die milieufaktoren in einigen sudschweidischen Seen. *Symb. Bot. Upsal.*, 5: 1-256.

ARMENGOL, J. 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. *Mundo Científico*, 11: 168-178.

CAMPS, J., GONZALVO, I.; GUELL, J., LOPEZ, P.; TEJERO, A.; TOLDRA, X.; VALLESPINOS, F. & VICENS, N. 1976. El lago de Montcortés, descripción de un ciclo anual. *Oeocologia aquatica*, 2: 99-110.

ESTRADA, M. 1975. Statistical considerations of some limnological parameters in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19 (2): 1.849-1.858.

GOLTERMAN, H. L. & CLYMO, R. S. 1969. *Methods for chemical analysis of freshwaters.* I. B.P. Handbook No 8. Blackwell. Oxford. 172 pp.

HUTCHINSON, G. E. 1957, *A Treatise on Limnology. I. Geography, physics and chemistry.* J. Wiley & Sons. New York. 1.015 pp.

KOROLEFF, F. 1970. Revised version of "direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. *Int. Con. Explor. Sea*, C.M. 1969/C: 9". I.C.E.S., Information on techniques and methods for sea water analysis. *Interlab. Rep.*, 3: 19-22.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C. & LE CREN, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, XI (2): 143-170.

MARGALEF, R. 1975. Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19 (2): 1.841-1.848.

1976. Biología de los embalses. *Investigación y Ciencia*, 1: 50-62.

MARGALEF, R. & MIR, M. 1979. Phytoplankton of Spanish reservoirs as dependent from environmental factors and potential indicator of waters properties. *"Atti del Convegno sui bacini lacustri artificiali"*. Sassari 4-6 ottobre 1977" Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pallanza. *AC/2/9-1977*: 192-205.

MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; TOJA, J.; GUISET, A. & VIDAL, A. 1973. Plankton production and water quality in Spanish reservoirs. First report on a research project. *XI Congress Internat. Comm. Large Dams.* Madrid. 21 pp. + iv tab. + 19 figs.

MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.; TOJA, J. & ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles.* Dirección General de Obras Hidráulicas, Ministerio de Obras Públicas. Madrid. 422 + 85 pp.

MOYA, G. 1981. *Limnología de los embalses de la Sierra Norte de Mallorca: El embalse de Cúber.* Tesis Doctoral. Universidad de Palma de Mallorca. 516 pp. + Apénd.

MOYA, G. & RAMON, G. 1981. Contribución al conocimiento de la mineralización de las aguas de los embalses de Cúber y Gorg Blau y de sus principales aportes. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 25: 21-30.

MURPHY, J. & RILEY, J.P. 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.

PRAT, N. 1980. Bentos de los embalses españoles. *Oecologia aquatica*, 4: 3-43.

SARACENI, C. & RUGGIU, D. 1974. Techniques for sampling water and phytoplankton. In: *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments* (VOLLENWEIDER, R. A. ed.): 5-7. I.B.P. Handbook No 12. Blackwell. Oxford.

SERVICIO HIDRAULICO DE BALEARES. 1973. Embalse de Cúber. *XI Congress Internat. Comm. Large Dams.* Madrid. 13 pp.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. 1963, *The mathematical theory of communication.* Univ. Illinois Press. Urbana. 177 pp.

STRICKLAND, J. & PARSONS, T.R. 1972. A Practical Handbook of Sea-water Analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 167: 311 pp.

TALLING, J. F. 1974. Photosynthetic pigments. In: *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments* (VOLLENWEIDER, R.A. ed.): 22-26. I.B.P. Handbook No 12. Blackwell. Oxford.

WETZEL, R. G. 1975. *Limnology.* Saunders. Philadelphia. 752 pp.

Diferencias morfológicas en el copepodo *Tropocyclops prasinus*

Tecla Riera[1]; Marta Estrada[2]

1 Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona
2 Instituto de Investigaciones Pesqueras, Barcelona

SUMMARY

MORPHOLOGICAL DIFFERENTIATION IN THE COPEPOD *Tropocyclops prasinus*.

Populations of *Tropocyclops prasinus* (Copepoda Ciclopidae) of different origins present a marked morphological variability. To analize this variability, sets of fifty individuals were obtained in two seasons of the year from 15 reservoirs scattered all over Spain. Twenty-two measurements were taken of each organism and a principal component analysis of these data was carried out.

The first principal component was positively correlated with all the variables and indicated overall size variability. The second and third components reflected variations of shape. The variables corresponding to particular organs of the body fell together in the space generated by the components; their distribution suggested the existence of morphogenetic gradients. Geographically close populations tend to present bimetric similarities. This finding could have a genetical basis or could be associated with similar environmental conditions.

INTRODUCCION

La morfología de los individuos de una especie presenta variaciones que se ponen de manifiesto cuando se comparan individuos de una misma edad de poblaciones diferentes. La variación de las dimensiones de los organismos, puede ser debida tanto a la influencia directa del ambiente como al resultado de la selección de combinaciones genéticas (MARGALEF, 1955). Por regla general los individuos de una misma especie desarrollados bajo diferentes temperaturas tienen distinto tamaño de manera que los criados a temperatura más alta son menores. MARGALEF (1955) presenta muchos ejemplos sobre la variación de las dimensiones de los organismos en relación con la temperatura.

Algunos organismos como rotíferos y cladóceros presentan variaciones estacionales de tamaño muy evidentes y espectaculares en algunas partes del cuerpo con un crecimiento alométrico muy marcado (BROOKS, 1947; MARGALEF, 1947, 1955, 1974; HUTCHINSON, 1967). En los copépodos estas variaciones de tamaño se conocen desde hace tiempo (LILLJEBORG, 1901

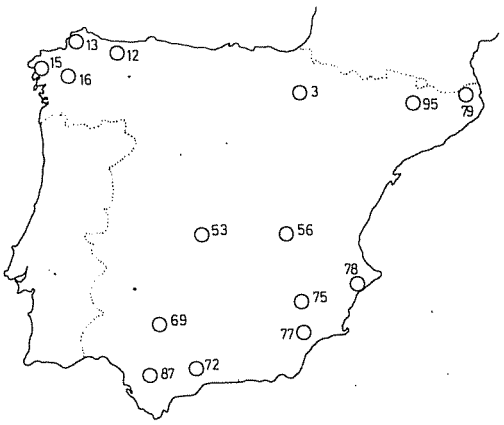


Figura 1. Localización de los embalses estudiados. 3 Alloz; 12 Arbon; 13 Forcadas; 15 Fervenza; 16 Porto de Mouros; 53 Guajaraz; 56 Alarcón; 69 Retortillo; 72 Conde de Guadalhorce; 75 Cenajo; 77 Puentes; 78 Amadorio; 79 Boadella; 87 Bornos; 95 Oliana. Más información en MARGALEF *et al.* 1976.

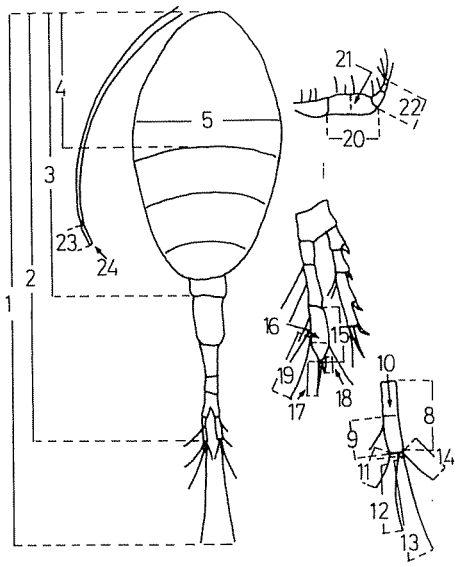


Figura 2. Situación de los caracteres seleccionados como variables. 1 Longitud total del organismo. 2 Longitud total del organismo sin las sedas de la furca. 3 Longitud del cefalotórax. 4 Longitud del primer segmento del cefalotórax. 5 Anchura del cefalotórax. 8 Longitud total de la furca. 9 Longitud de la parte terminal de la furca (a partir de la seda). 10 Anchura de la furca. 11 Longitud de la seda externa. 12 Longitud de la seda mediana externa, 13 Longitud de la seda mediana interna. 14 Longitud de la seda interna. 15 Longitud del tercer artejo de el endopodito de la 4ª pata. 16 Anchura del tercer artejo del endopodito de la 4ª pata. 17 Longitud de la espina interna del tercer artejo del endopodito de la 4ª pata. 18 Longitud de la espina interna del tercer artejo del endopodito de la 4ª pata. 19 Longitud de la seda interna del tercer artejo del endopodito de la 4ª pata. 20 Longitud del segundo segmento del maxilípedo. 21 Anchura del segundo segmento del maxilípedo. 22 Longitud de los segmentos terminales del maxilípedo. 23 Longitud del último artejo de la antena. 24 Anchura del último artejo de la antena.

citado por TONOLLI, 1949), pero son menos evidentes, y su estudio requiere un análisis biométrico de diferentes partes del organismo (SEWELL, 1948; TONOLLI, 1949, 1961 entre otros).

En este estudio se presenta un análisis biométrico detallado, en el que se intenta profundizar en el significado de las variaciones morfológicas en copépodos. Se realiza un análisis de asociación de caracteres que relaciona de modo cuantitativo diversas medidas del organismo. Desde un punto de vista morfogenético y evolutivo estas relaciones son muy importantes, ya que es interesante averiguar si algunas partes del cuerpo, por ejemplo las asociadas a la alimentación, natación o otras funciones orgánicas presentan un tipo de variación particular, dentro de la variación general del organismo. Por otra parte también interesa ver si las diferencias entre poblaciones tienen una base ecológica.

El estudio se ha llevado a cabo con *Tropocyclops prasinus* (copépodo ciclópido cosmopolita de agua dulce) de la que desde hace tiempo se conocen variaciones de tamaño en organismos procedentes de diferentes localidades o de distintas épocas del año (MARGALEF, 1950; MIRACLE, 1976).

MATERIAL Y METODOS

Se han estudiado copépodos recolectados en dos épocas del año en 15 embalses situados en diversos puntos de la Península Ibérica (fig. 1). Las muestras pertenecen al Departamento de Ecología y proceden del estudio de Embalses llevado a cabo por un equipo de investigadores de dicho Departamento. Se estudiaron aquellos embalses, en los que la abundancia de *Tropocyclops prasinus,* era superior a un 5 %o del total de crustáceos, en las muestras procedentes de la 1ª Campaña (otoño-invierno de 1972-73). En algunos de los embalses como Fervenza (15), Alarcón (56) y Amadorio (78), sólo se han podido estudiar los organismos correspondientes a esta época ya que en la 2ª Campaña (verano de 1973) habían disminuido considerablemente debido a la variabilidad propia de la densidad de la especie durante el ciclo anual.

Las muestras fueron tomadas por medio de una red cónica de 0,75 m. de diámetro, 1,20 m. de longitud y 250 micras de abertura de malla. Para cualquier referencia a cómo se han tomado las muestras, situación del punto de muestreo en el embalse y resultados de los analísis químicos, físicos y biológicos veáse MARGALEF *et al.* (1976).

De cada muestra se separaron 50 individuos (hembras) y se tomaron en cada una 22 medidas de distintas partes del cuerpo (fig. 2). Para una explicación más detallada de los métodos utilizados y de las razones por las que se seleccionaron estas medidas como variables veáse RIERA (1981). Para poner de manifiesto las variaciones de tamaño de los organismos, se han calculado las medias y errores de la media de cada una de las variables medidas en cada localidad y época del año (veáse el apéndice).

A fin de obtener una descripción de las tendencias más importantes de la variabilidad total de los datos, se ha realizado un análisis de componentes principales. El análisis se hizo sobre la matriz de correlaciones a la que no se aplicó ninguna rotación. No se utilizó la matriz de covarianzas porque aunque trataba de medidas comparables, no todas tenían el mismo tamaño y en estos casos la utilización de esta matriz presenta problemas ya que los valores de las variables de mayor tamaño influyen demasiado en el resultado (SEAL, 1964; CUADRAS, 1979). Los datos se transformaron logaritmicamente ($x \longrightarrow \ln(x)$). El valor de las componentes *(score)* Y_j se ha calculado según la fórmula de COOLEY & LOHNES (1971):

$$Y_j = \sum_{i=1}^{n} a_{ij} \frac{x_i - \bar{x}_i}{s_i} \frac{1}{\lambda_j}$$

Y_j = Valor *(score)* del componente j
a_{ij} = *(loading)* del componente j para la especie i, que equivale en este caso al coeficiente de correlación de componente j con la especie i.
x_i = logaritmo neperiano de la variable i
$\bar{x}_i$ = media de x_i
s_i = desviación típica de x_i
λ_j = valor propio del componente j

Los cálculos se han llevado a cabo con el IBM 1.130 del Instituto de Investigaciones Pesqueras de Barcelona, y se han utilizado las subrutinas del SSP de IBM (IBM, 1969). Con los datos se han llevado a cabo dos análisis (tabla I). En uno de ellos (a) se utilizaron como observaciones el conjunto de medidas de las 22 variables para cada uno de los individuos (1.192 casos); en el otro (b) se utilizó el conjunto de medias de cada variable para cada localidad y época del año (27 casos).

RESULTADOS Y DISCUSION

La observación de los resultados expuestos en el apéndice pone de manifiesto que por un lado existen variaciones de tamaño de las diferentes partes del cuerpo según la localidad de la que proceden las muestras, mientras que por otro lado existen diferencias de tamaño en una misma localidad según la época del año en que se han tomado las muestras.

A pesar de que las muestras proceden de un área limitada (la península Ibérica), encontramos un rango de variación de la lon-

TABLA I. *Tropocyclos prasinus* (hembra). Coeficientes de carga de las variables (que equivalen en este caso a los coeficientes de correlación), con los tres primeros componentes. (a) análisis realizado con todos los individuos (b) análisis realizado con las medias de las variables. Para la identificación de las variables ver fig. 2.

Medida (variables)	a			b		
	1	2	3	1	2	3
1	0,939	-0,016	-0,147	0,955	-0,002	-0,043
2	0,892	-0,186	-0,184	0,902	-0,193	-0,115
3	0,765	-0,239	-0,183	0,788	-0,321	-0,280
4	0,819	-0,239	-0,129	0,921	-0,219	-0,084
5	0,831	-0,187	-0,126	0,906	-0,169	-0,074
8	0,886	0,095	-0,030	0,967	0,123	-0,053
9	0,754	-0,082	-0,104	0,944	-0,122	0,102
10	0,5-2	-0,531	0,140	0,663	-0,553	-0,088
11	0,832	0,004	-0,164	0,881	-0,162	-0,182
12	0,854	0,196	-0,124	0,914	0,111	0,368
13	0,820	0,426	0,024	0,865	0,439	0,084
14	0,586	-0,313	-0,305	0,613	-0,480	0,541
15	0,836	0,163	-0,097	0,909	0,102	0,244
16	0,574	-0,203	0,498	0,610	0,003	-0,376
17	0,787	-0,077	-0,163	0,873	-0,216	0,380
18	0,666	0,001	0,047	0,805	0,008	0,065
19	0,770	0,494	0,044	0,811	0,532	0,095
20	0,771	0,261	0,132	0,911	0,343	0,032
21	0,661	-0,011	0,431	0,930	0,145	0,045
22	0,576	0,146	0,358	0,893	0,245	-0,073
23	0,806	0,250	0,114	0,874	0,350	-0,279
24	0,457	-0,327	0,573	0,704	-0,303	-0,279

gitud total del organismo sin sedas de la furca (variable 2, fig. 2) bastante amplio, desde 0,686 mm. (media en el embalse de Boadella, 79) a 0,841 (media del embalse de Forcadas, 13). Otros autores (GURNEY, 1933; MARGALEF, 1953; DUSSART, 1969) hallan también que la longitud de estos organismos varía entre 0,6 y 0,9 mm. Al estudiar los organismos de una misma localidad en épocas del año distintas, encontramos resultados semejantes a los hallados por otros autores (MARGALEF, 1950; MIRACLE, 1976); los organismos que se midieron procedentes de muestras tomadas en invierno, son de mayor tamaño que los que se recolectaron en verano y en la mayoría de los casos existe una relación inversa entre tamaño y temperatura (fig. 3); con algunas excepciones, en los embalses de Alloz (3); Retortillo (69) y Cenajo (75). En estas localidades la diferencia de temperatura entre las dos campañas, bastante próximas en el tiempo, era muy pequeña, por lo que probablemente no hubo suficiente tiempo para un cambio significativo en las medidas de los organismos. Por otro lado debe tenerse en cuenta que los individuos adultos capturados en unas condiciones ambientales determinadas pertenecen a una generación nacida unas semanas antes y que por consiguiente ha podido estar sometida (y normalmente

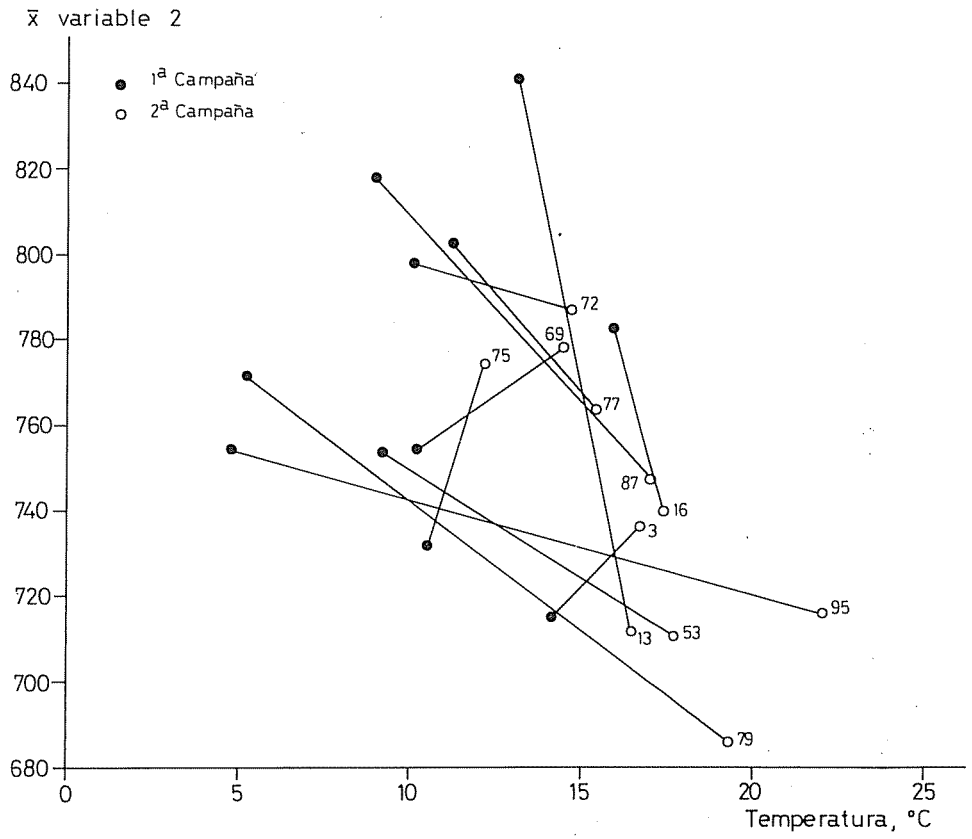


Figura 3. *Tropocyclops prasinus* (hembras). Relación de la variable 2 (longitud total sin sedas) con la media ponderada de la temperatura.

lo ha estado) a condiciones ambientales distintas de las del momento del muestreo. Esta es la explicación más palusible a la relación directa de temperatura y tamaño que parece deducirse en la figura 3 para estos embalses.

Las varianzas explicadas por los tres primeros componentes, en el análisis realizado con el conjunto de medidas de todos los datos (a en la tabla I) son respectivamente del 57,11 %, 6,42 % y 5,69 %. En la tabla I se pueden ver los valores de los *"loadings"* o coeficientes de carga de las variables para los tres pimeros componentes. Los coeficientes de carga con el primer componente, que explica una gran parte de la varianza, son siempre positivos e indican la asociación de éste con la variación general de tamaño del organismo; como se ve, los valores más altos de estos coeficientes de carga corresponden a las variables de mayor tamaño. En el caso del 3er componente, los valores más elevados corresponden a medidas transversales. En general estos resultados son comparables a los obtenidos por otros autores en estudios biométricos de diversos organismos (JOLICOEUR & MOSSIMAN, 1960; REYMENT & SANDBERG, 1963; SEAL,

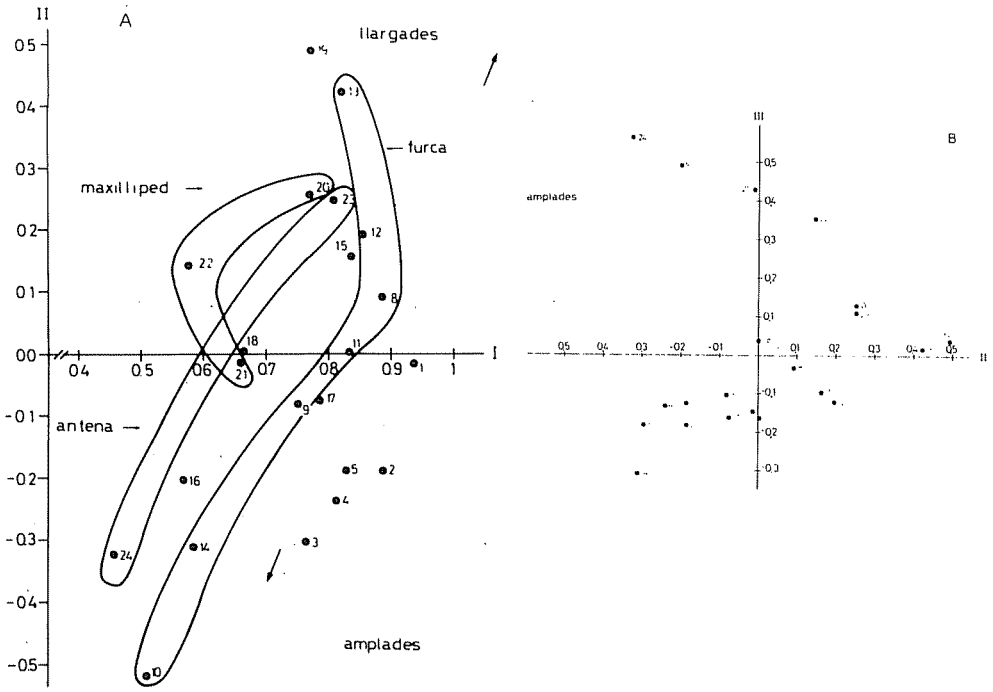


Figura 4. *Tropocyclops prasinus*(hembra). Análisis de componentes principales. A) Representación de las variables en el espacio de los dos primeros componentes. Las variables correspondientes a un mismo órgano se han agrupado. B) Representación de las variables en el espacio del 2º y 3er componentes

1964; REYMENT, 1966 entre otros). Por todo ello se puede concluir que el primer componente, que está correlacionado positivamente con todas las variables, explica una parte importante de la varianza y se asocia al tamaño general de los organismos; los siguientes componentes reflejan tendencias que expresan una variación de forma o proporciones.

En la fig. 4 A se ha representado la posición de los extremos de los vectores correspondientes a las variables en el espacio de los dos primeros componentes. Como se puede ver en esta figura, las variables pertenecientes a diferentes órganos tienden a encontrarse en un mismo sector del espacio engendrado por los componentes; las medidas transversales (10, 16, 21 y 24), por regla general, presentan una posición relativa semejante en cada grupo de variables. La distribución a lo largo de bandas de las variables correspondientes a cada órgano sugiere la existencia de gradientes de morfogenesis. En la fig. 4 B se han representado las variables en el espacio del 2º y 3er componentes. Las correspondientes a medidas transversales tienden también a encontrarse agrupadas (variables 10, 16, 22 y 24); entre las otras variables, las correspondientes al maxilipedo (20, 21 y 22) y antena (23 y 24) se sitúan en un sector del espacio y las correspondientes al cefalotórax (1, 2, 3, 4 y 5), furca (8, 9, 10, 11, 12, 13 y 14) y pata (15, 16, 17, 18 y 19) en otro. En el análisis realizado con el conjunto de medias de cada variable y para cada embalse (b, en la tabla I), las varianzas explicadas por los tres primeros componentes (74,2 %; 7,9 % y 5,0 %) son ligeramente superiores a las halladas en el análisis anterior, pero los resultados son básicamente similares.

Con los coeficientes de carga obtenidos en el análisis del conjunto de las medias (tabla I) se han calculado los valores *"score"* de las tres primeras componentes

TABLA II. Valores *(score)* de los componentes, para el análisis realizado con las medias de las variables.

	1ª Campaña			2ª Campaña		
Embassament	1ºC	2ºC	3ºC	1ºC	2ºC	3ºC
3	-1,741	1,255	0,722	-0,668	0,417	-0,468
12	0,368	-0,482	-0,703	0,634	-0,573	-0,733
13	1,325	-0,812	-0,814	-1,106	-1,146	-1,056
15	0,356	-1,889	1,806	-	-	-
16	-0,013	-2,411	1,817	-0,905	-1,769	1,498
53	0,200	1,119	0,030	-1,481	-0,290	-1,219
56	-0,219	1,643	2,280	-	-	-
69	-0,282	0,733	-0,062	0,132	-0,221	-0,860
72	0,762	0,296	-0,273	0,743	-0,478	-1,018
75	-0,003	0,994	0,035	0,605	0,410	-0,303
77	1,965	0,058	-0,234	0,640	-0,212	-0,911
78	1,041	0,385	-0,510	-	-	-
79	0,503	0,451	0,643	-2,257	-0,458	-1,386
87	1,061	0,788	0,205	-0,280	1,122	0,814
95	0,123	0,674	0,883	-1,500	0,383	-0,184

para cada muestra (tabla II). Por regla general estos valores son más elevados en invierno que en verano, resultado que refleja las variaciones estacionales de tamaño de cada embalse.

En las figuras 5 A y B, en las que se han representado las muestras de cada embalse utilizando como coordenadas los valores de 1er y 2° componentes del análisis realizado con las medias (b en tabla I), puede verse

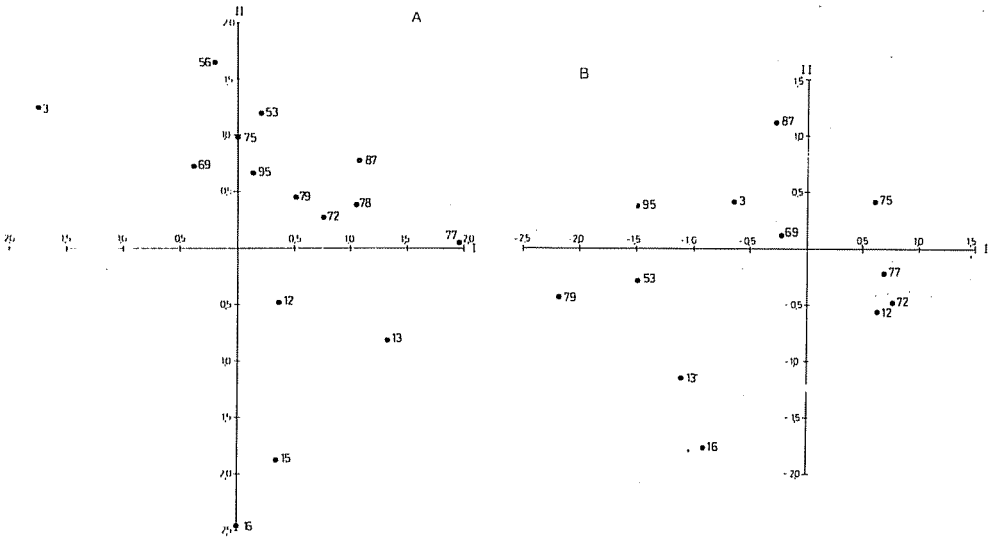


Figura 5. *T. prasinus* (hembras), representación del valor de la 1ª y 2ª componente (score), con las medias de las variables de los embalses. A) 1ª campaña (invierno). B) 2ª campaña (verano).

una agrupación geográfica de los embalses en función de las tendencias de variación reflejadas por estos componentes. Este resultado sugiere la existencia de razas o formas geográficas; los embalses de Galicia (12, 13, 15 y 16), por ejemplo, que se caracterizan por unas condiciones fisicoquímicas del agua diferentes al resto de los embalses por su baja mineralización (MARGALEF *et al.* 1976), se encuentran en un mismo sector del espacio. Estas agrupaciones geográficas pueden indicar una similitud en la fenogénesis de las correspondientes poblaciones o bien pueden ser debidas a semejanzas de base genética que no se pueden poner de manifiesto con los métodos biométricos utilizados.

AGRADECIMIENTOS

Al Prof. Margalef por sus comentarios y ayuda en la realización del trabajo; a los compañeros del equipo de embalses del Departamento de Ecología que tomaron las muestras y a Ana Mª Domingo que realizó las figuras.

BIBLIOGRAFIA

BROOKS, J.L. 1947. Turbulence as an enviromental determinant of relative growth in *Daphnia. Proceed. Nat. Acad. Sci, U.S.A.* 33: 141-148.

CUADRAS, C.M. 1979. Mètodes de representació de dades i la seva aplicació a la biologia. *Soc. Cat. Biol. col.loquis* 12-13: 95-131.

COOLEY, W.W. & P.R. LOHNES 1971. *Multivariate data analysis.* John Wiley & Sons Inc. New York 364 págs.

DUSSART, B. 1969. *Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale.* vol. II Boubée Paris 229 págs.

GURNEY, R. 1933. *British fresh-water copepoda III Cyclopoida.* The Ray Soc. London 236 pp.

HUTCHINSON, G.E. 1967. *A treatise on Limnology.* vol. II New York-London-Sydney Wiley & Sons 1.115 págs.

JOLICOEUR, P. & J.E. MOSSIMAN 1960. Size and shape variation in the painted turtle. A principal component analysis. *Growth* 24: 339-354.

MARGALEF, R. 1947. Nota sobre algunos rotíferos. *P. Inst. Biol. Apl.* 4: 135-148.

1950. Segunda nota sobre la biología de las aguas estancadas del bajo Urgel. *Inst. Est. Ilerdenses Ilerda.* 13: 329-375.

1953. *Los crustáceos de las aguas continentales Ibéricas.* Biología de las aguas continentales, 10 Minist. Agricultura, Inst. Forest. Inves. y Exp. Madrid 245 págs.

1955. Temperatura, dimensiones y evolución. *P. Inst. Biol. Apl.* 19: 13-94.

1974. *Ecología* Omega, Barcelona 951 págs.

MARGALEF, R.,; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.: PRAT, N; GUISET, A.; TOJA, J.; & ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles* vol. I y II. Publicaciones Minist. O Públicas, Madrid. Nº 123. 454 págs.

MIRACLE, M.R. 1976. Distribucion en el espacio y en el tiempo de las especies del zooplancton del lago de Banyoles. *Monografías de ICONA* 5: 1-270.

REYMENT, R.A. 1966. *Afrobolivina africana,* quantitative untersuchung der variabilität einer paleozanen Foraminifera. *E. Geol. Helv.* 59: 319-338.

REYMENT, R.A. & P. SANDBERG 1963. Biometric study of *Barramites subdifficilis. Paleontology* 6: 727-730.

RIERA, T. 1981. *Variabilitat Morfologica de Tropocyclops* i *Temora. Aproximació critica a l'us generalitzat de la biometria en la taxonomia de copépodes.* Tesis Univ. de Barcelona.

SEAL, H.L. 1964, *Principal components. Multivariate statistical analysis for biologist.* Methuen & Co. 203 pp.

SEWELL, R.B.S. 1948. The free-swimming planktonic copepoda. Geographical distribution. The John Murray Exped. 1933-1934. *Scientific Reports* 8 (3): 317-592.

TONOLLI, V. 1949. Ciclo biologico, isolamento e differenziamento stagionale in popolazione naturali di un copepode abitatore di acque alpine *(Arctodiaptomus bacillifer) Mem Inst., Ital. Idrob.* 4: 95-144.

1961. Studio sulla dinamica del popolamento di un copepode *(Eudiaptomus vulgaris). Mem. Inst. Ital. Idrobiol.* 13: 179-202.

APENDICE: Nº de individuos medidos, media y error de la media para cada variable medida. El número corresponde al de la fig. 2.

	ALLOZ (3)		ARBON (12)		FORCADAS (13)	
	24-X-72	26-VI-73	23-X-72	2-VII-73	29-X-72	3-VII-73
1	50 923,30±4,74	50 952,98±5,53	50 1014,30±4,99	50 1045,30±7,89	50 1092,00±4,05	49 919,54±4,62
2	50 715,25±3,48	50 736,54±4,44	50 784,42±4,27	50 301,08±6,99	50 341,92±2,54	49 712,42±3,61
3	50 461,30±2,94	50 504,70±3,32	50 529,34±3,04	50 537,46±4,40	50 547,58±2,36	49 502,35±3,37
4	50 310,66±2,39	50 324,24±1,89	50 350,70±2,39	49 356,57±3,04	50 358,63±2,37	48 326,40±2,33
5	50 232,40±1,73	50 240,66±1,36	50 256,34±1,38	50 266,98±2,52	50 277,76±1,81	49 244,00±1,35
8	50 49,55±0,38	50 52,85±0,32	50 55,05±0,39	50 57,60±0,72	50 59,77±0,35	49 50,79±0,31
9	50 20,87±0,22	50 21,67±0,23	50 23,87±0,20	50 23,57±0,28	50 25,12±0,16	49 21,68±0,22
10	50 20,30±0,25	50 22,15±0,20	50 22,95±0,21	50 22,07±0,23	50 24,00±0,27	49 22,57±0,21
11	50 33,87±0,41	50 35,77±0,32	50 41,35±0,41	50 42,42±0,41	50 43,05±0,42	49 37,44±0,38
12	48 145,41±1,03	50 152,77±0,78	50 161,65±0,99	50 162,42±1,29	50 169,70±0,95	49 143,26±1,00
13	49 222,14±1,85	49 241,32±1,23	49 251,71±1,56	50 260,70±1,97	50 258,75±1,63	48 221,14±1,47
14	50 36,87±0,37	50 41,12±0,29	50 42,82±0,36	49 45,71±0,59	50 44,35±0,47	47 41,67±0,48
15	48 42,38±0,29	50 42,20±0,19	50 45,35±0,24	50 44,57±0,29	49 47,24±0,28	48 40,46±0,23
16	48 12,31±0,14	50 13,92±0,14	50 14,37±0,16	50 14,32±0,19	49 14,59±0,22	48 13,56±0,17
17	48 32,70±0,48	48 35,34±0,33	50 68,50±0,59	50 68,80±0,87	49 73,67±0,40	48 63,20±0,39
18	48 25,38±0,33	48 27,08±0,25	50 29,97±0,29	50 30,17±0,30	48 32,24±0,45	48 23,02±0,32
19	48 74,97±0,58	49 79,33±0,49	50 80,47±0,65	50 81,72±0,81	49 85,57±0,67	48 70,49±0,41
20	44 48,49±0,45	43 50,13±0,25	48 52,77±0,25	49 52,16±0,35	39 52,73±0,30	45 47,63±0,34
21	44 18,41±0,23	48 19,90±0,19	48 19,48±0,16	49 19,43±0,24	39 19,90±0,22	45 18,52±0,17
22	45 18,34±0,26	48 19,58±0,15	48 19,35±0,14	47 19,33±0,24	36 20,06±0,37	45 18,38±0,13
23	48 48,93±0,35	50 51,77±0,30	50 53,37±0,33	50 55,17±0,36	49 56,81±0,31	49 50,30±0,35
24	48 11,25±0,13	50 12,47±0,14	50 13,20±0,15	50 13,07±0,21	49 13,18±0,15	49 13,23±0,13

	PORTO DE MOUROS (16)		GUAJARAZ (53)		RETORTILLO (69)	
	30-X-72	5-VII-73	12-XII-72	17-VII-73	23-I-73	15-V-73
1	50 1005,62±3,21	50 947,24±3,69	50 994,28±3,74	50 905,24±5,60	50 992,32±5,35	50 1011,50±5,89
2	50 733,30±2,45	50 740,04±2,88	50 754,32±2,72	50 711,20±4,44	50 755,72±4,18	50 778,54±4,33
3	50 508,76±1,97	48 505,75±2,83	50 495,32±2,09	50 468,58±3,30	50 512,12±3,05	50 520,66±3,45
4	50 348,32±1,73	50 335,72±1,77	50 344,96±1,92	49 319,28±1,96	50 331,66±2,61	50 344,96±1,86
5	50 257,60±1,13	50 251,30±1,08	50 259,00±1,03	50 240,24±1,37	50 246,40±1,77	50 259,28±1,32
8	50 53,10±0,29	50 50,07±0,30	50 54,87±0,24	50 51,45±0,27	50 53,57±0,33	50 55,30±0,34
9	50 23,37±0,20	50 21,40±0,20	50 22,45±0,15	50 21,30±0,20	50 22,65±0,24	50 22,82±0,17
10	50 24,30±0,25	50 22,20±0,25	50 21,92±0,21	50 22,60±0,22	50 21,45±0,21	50 23,20±0,24
11	50 39,65±0,29	50 35,65±0,35	50 38,57±0,29	50 34,00±0,33	50 39,00±0,39	50 38,62±0,33
12	50 164,50±0,72	50 155,37±0,71	50 161,95±1,11	50 139,65±0,97	50 158,12±0,94	50 156,25±0,88
13	49 233,47±0,94	50 218,00±1,29	50 257,85±1,47	49 211,02±1,25	49 257,24±1,89	49 244,31±1,69
14	50 52,55±0,52	50 50,42±0,48	50 41,87±0,56	50 37,55±0,32	50 41,15±0,26	49 42,19±0,31
15	49 45,30±0,24	50 41,80±0,24	50 46,30±0,20	50 40,07±0,27	49 44,38±0,30	50 43,40±0,25
16	49 13,49±0,17	50 12,85±0,15	50 14,15±0,13	50 13,47±0,16	49 13,52±0,16	50 13,92±0,13
17	49 73,36±0,41	49 68,01±0,40	50 67,27±0,41	50 60,60±0,45	49 65,05±0,54	50 67,00±0,38
18	49 23,08±0,28	50 27,35±0,23	50 29,92±0,27	50 27,85±0,32	49 27,52±0,33	50 29,35±0,27
19	49 73,11±0,40	50 70,80±0,61	50 87,32±0,68	50 66,35±0,53	49 86,86±0,73	50 80,12±0,76
20	47 49,57±0,32	47 48,16±0,26	48 53,17±0,29	47 48,46±0,23	48 51,04±0,32	49 51,83±0,25
21	47 19,07±0,20	47 18,59±0,21	48 20,02±0,16	47 18,51±0,16	49 19,74±0,18	49 19,77±0,15
22	45 18,52±0,24	46 18,77±0,18	47 19,76±0,16	47 18,51±0,16	49 18,87±0,22	48 19,58±0,16
23	49 49,21±0,20	48 48,07±0,24	50 54,25±0,26	49 50,43±0,26	50 51,85±0,31	50 53,95±0,27
24	49 12,35±0,20	48 12,65±0,17	50 12,67±0,11	49 12,60±0,14	50 12,77±0,15	50 12,95±0,15

	CONDE DE GUADALHORCE (72)		CENAJO (75)		PUENTES (77)	
	3-II-73	9-V-73	6-II-73	4-V-73	6-II-72	4-V-73
1	50 1045,94±4,40	50 1030,26±5,83	50 967,82±4,91	50 1029,70±4,81	50 1084,86±5,84	50 998,48±5,09
2	50 798,70±3,57	50 787,36±4,12	50 732,48±4,17	50 774,90±3,65	50 818,02±4,22	50 764,65±3,38
3	50 532,28±3,40	50 525,00±2,84	50 483,42±2,86	50 515,90±2,31	50 538,02±3,33	50 511,28±2,64
4	50 354,34±2,13	50 354,06±2,21	50 331,94±2,52	50 346,50±1,73	50 371,00±2,61	50 346,78±1,79
5	50 264,32±1,27	50 267,12±1,41	50 251,72±1,66	50 257,46±1,34	50 279,86±1,60	50 260,68±1,53
8	50 55,82±0,29	50 56,05±0,36	50 54,87±0,32	49 56,07±0,31	50 60,97±0,48	50 56,22±0,28
9	50 23,97±0,19	50 23,45±0,24	50 23,12±0,24	49 23,39±0,22	50 24,85±0,19	50 23,17±0,19
10	50 23,27±0,26	50 24,02±0,24	50 22,67±0,27	49 23,08±0,22	50 25,02±0,27	50 23,37±0,23
11	50 39,77±0,37	50 40,25±0,34	50 37,92±0,38	49 39,31±0,41	50 44,00±0,49	50 41,87±0,36
12	50 165,22±0,79	50 159,32±1,20	50 161,67±1,00	49 166,02±1,17	50 181,10±1,54	50 162,95±1,02
13	49 263,52±1,67	49 264,82±1,76	50 260,75±1,66	47 269,49±1,45	50 289,35±2,47	49 257,24±1,59
14	50 43,32±0,37	48 46,06±0,49	50 41,12±0,43	48 44,45±0,37	50 47,80±0,53	50 45,52±0,35
15	50 46,60±0,25	50 44,42±0,21	50 45,47±0,23	50 45,45±0,27	49 49,48±0,28	50 44,10±0,27
16	50 14,57±0,10	50 14,72±0,14	50 14,00±0,16	50 14,45±0,15	49 15,48±0,21	50 14,90±0,15
17	50 68,92±0,54	50 68,45±0,52	50 68,02±0,46	50 69,75±0,48	49 74,59±0,60	48 69,67±0,64
18	50 31,35±0,31	50 29,62±0,27	50 27,65±0,37	50 29,15±0,27	49 33,36±0,45	50 31,10±0,46
19	50 88,62±0,59	50 86,00±0,82	50 85,62±0,54	49 90,56±0,68	49 96,25±0,86	50 86,40±0,60
20	50 53,07±0,26	49 53,26±0,27	43 52,26±0,32	50 52,52±0,23	49 55,28±0,45	50 52,02±0,23
21	50 20,40±0,18	49 20,40±0,18	43 19,76±0,19	50 20,15±0,26	49 21,60±0,23	50 19,97±0,14
22	50 20,10±0,16	49 20,02±0,20	43 20,00±0,21	50 20,02±0,12	49 21,09±0,21	50 20,55±0,16
23	50 54,30±0,29	50 54,45±0,30	49 53,92±0,28	49 55,41±0,27	50 57,80±0,37	49 54,77±0,22
24	50 12,52±0,13	50 13,95±0,12	49 13,21±0,19	49 13,52±0,16	50 13,72±0,14	48 14,16±0,16

BOADELLA (79)		BORNOS (87)		OLIANA (95)	
24-III-73	9-VIII-73	31-I-73	12-VIII-73	10-III-73	7-VIII-73
50	50	50	50	50	50
1019,48±3,45	384,80±3,31	1067,50±7,90	396,24±5,47	998,76±3,46	927,08±4,06
50	50	50	50	50	50
772,38±2,76	686,42±2,60	803,04±6,13	748,86±3,68	755,16±2,87	718,10±3,34
50	50	50	50	50	49
516,04±2,95	473,34±2,37	540,26±4,28	491,82±2,58	503,30±2,77	485,42±2,37
50	50	50	50	50	49
344,26±1,65	315,98±1,38	359,10±3,90	343,42±1,46	336,28±2,17	327,00±1.70
50	50	50	50	50	50
260,26±0,97	239,68±1,25	263,34±2,19	260,54±1,18	258,86±1,06	248,64±1,22
50	50	50	50	50	50
56,60±0,69	46,85±0,28	58,58,45±0,23	54,80±0,33	53,95±0,28	50,45±0,25
50	50	50	50	50	50
23,60±0,17	19,90±0,24	23,70±0,31	22,45±0,24	22,62±0,21	20,55±0,16
50	50	50	50	50	50
21,50±0,28	21,25±0,23	21,30±0,29	20,62±0,22	21,70±0,26	20,35±0,21
50	50	50	50	50	50
42,20±0,32	31,82±0,18	43,18±0,55	38,32±0,35	39,27±0,29	35,30±0,29
50	49	50	50	49	49
167,65±0,95	134,46±0,70	175,90±1,63	159,17±1,03	165,38±0,83	145,53±0,76
50	50	50	50	49	50
269,65±1,40	211,22±0,98	287,92±2,48	260,10±1,37	263,52±1,55	230,92±1,12
50	50	50	47	50	49
47,35±0,32	38,02±0,34	47,37±0,52	43,03±0,37	46,02±0,39	39,08±0,21
49	49	50	49	50	49
46,63±0,25	38,95±0,19	47,15±0,35	43,13±0,24	45,75±0,17	39,38±0,23
49	49	50	49	50	49
13,90±0,12	13,57±0,18	14,27±0,16	12,88±0,13	13,52±0,13	12,67±0,13
49	49	50	49	50	49
69,18±0,46	56,48±0,39	70,02±0,62	65,84±0,45	67,25±0,40	61,58±0,45
49	49	50	48	50	48
29,41±0,30	24,18±0,35	28,70±0,37	28,82±0,28	29,45±0,30	27,52±0,41
49	49	50	49	49	49
90,81±0,66	65,02±0,42	96,27±1,10	84,54±0,69	89,33±0,52	71,09±0,64
47	49	41	49	47	48
52,18±0,29	46,76±0,25	53,26±0,32	52,22±0,25	51,46±0,22	47,57±0,23
47	49	41	50	47	48
19,81±0,15	17,65±0,15	20,30±0,17	18,77±0,15	19,84±0,13	18,23±0,18
47	49	40	50	47	48
19,25±0,17	17,65±0,16	20,53±0,20	19,32±0,12	19,60±0,14	18,49±0,13
50	49	49	50	50	50
54,57±0,19	47,39±0,23	55,71±0,41	52,30±0,27	53,25±0,24	50,27±0,25
50	49	49	50	50	50
13,15±0,14	12,39±0,16	13,13±0,15	12,05±0,11	12,85±0,15	11,77±0,14

Zooplancton de los embalses de Aracena y La Minilla durante 1977

Julia Toja

Empresa Municipal de Abastecimientos y Saneamientos de Aguas de Sevilla (EMASESA)
Sevilla.

SUMMARY

ZOOPLANKTON OF ARACENA AND LA MINILLA RESERVOIRS (SW. SPAIN) DURING 1977.

The distribution of zooplanktonic species in Aracena and La Minilla reservoirs during 1977 has been studied. Also, the total density and composition of communities, according to time and depth, has been determined. The density of zooplankton in Aracena is higher than in La Minilla as a consequence of its high eutrophic degree.

They have been identified 22 species: 3 Ciliata, 11 Rotatoria and 8 Crustacea (6 Cladocera and 2 Copepoda). Most of them were common to both reservoirs, although their distribution in was very different. *Copidodiaptomus numidicus* was an exception, as it was very abundant in La Minilla and it was not found in Aracena.

INTRODUCCION

El presente trabajo es la continuación de otro, anterior (TOJA, 1980) y se encuentra encuadrado dentro de los estudios limnológicos que, con objeto de conseguir el mejor aprovechamiento del agua de abastecimiento de Sevilla, está realizando EMASESA en los embalses de Aracena y La Minilla (TOJA, 1976, 1980, 1982; TOJA *et al.*, en prensa).

Durante 1976 Aracena permaneción vacío, debido a la sequía padecida por la zona. Por esta razón, sólo pudo estudiarse el zooplancton de La Minilla. Al llenarse completamente los dos embalses, al comienzo de 1977, se empezó el estudio comparado, del que el presente trabajo es una primera exposición de los resultados obtenidos, sin entrar en una profundización de las relaciones del zooplancton con otros factores (características físico-químicas del agua y composición del fitoplancton).

MATERIAL Y METODOS

Las muestras se tomaron en cada embalse en una estación situada a unos 200 m. de la presa con periodicidad fue aproximadamente mensual y a 0, 5, 10, 20 y 30 m. de profundidad, siempre entre las 14 y las 15 horas solares.

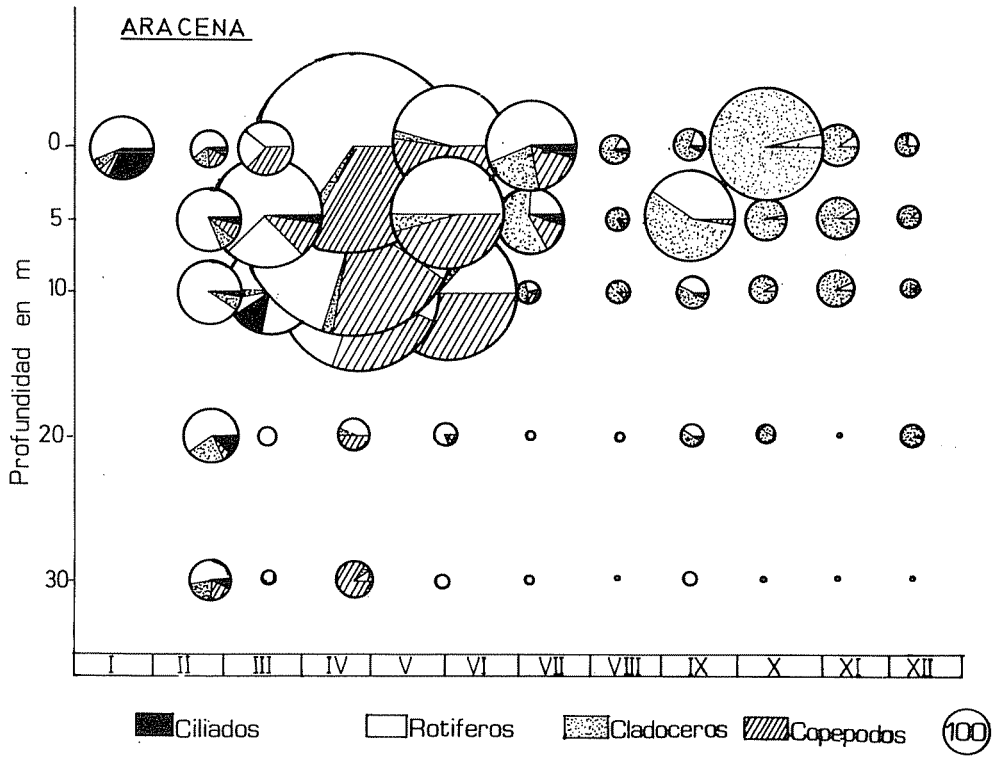


Figura 1. Distribución del zooplancton de Aracena según la profundidad y el tiempo. El área de los círculos es proporcional al número de individuos por litro y se ha subdividido según el porcentaje que representa cada grupo del zooplancton.

Se filtraron 8 litros de agua de cada profundidad, empleando discos de red de Nytal de 60 μ de diámetro de poro, que se introdujeron en tubos con formol al 4 % hasta su posterior examen. El recuento se realizó agitando el filtro en el formol hasta que se desprendían todos los individuos. Las muestras se sedimentaban en cámaras especiales para la observación en un microscopio invertido, recorriendo toda la superficie de sedimentación con 100 aumentos (MIRACLE, 1976).

Se contaron las especies de Ciliados, Rotíferos y Crustáceos presentes en las muestras. En el caso de los Copépodos se distinguió la fase de nauplio de las de copepodito y adulto que se contaron juntas.

RESULTADOS

DENSIDAD DEL ZOOPLANCTON EN ARACENA Y LA MINILLA

De los resultados obtenidos, lo primero que llama la atención es la gran diferencia de densidad de las comunidades entre los dos embalses siendo, en casi todos los casos, bastante mayor en Aracena que en La Minilla (figs. 1 y 2) como consecuencia del distinto grado de eutrofia que presentan (TOJA, 1976). En Aracena se observa una estacionalidad mucho más marcada, con dos máximos en el desarrollo: en primavera (el mayor) y otoño y un fuerte descenso de la den-

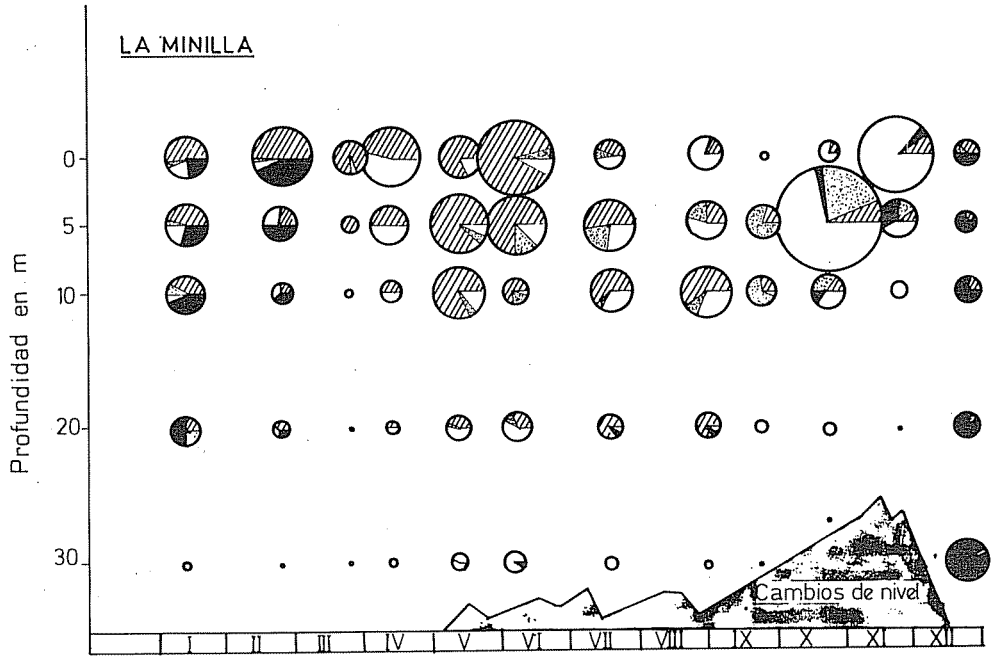


Figura 2. Distribución del zooplancton de La Minilla según la profundidad y el tiempo. La simbiología empleada es la misma que en la figura 1.

sidad en verano e invierno. El descenso veraniego se produce en un momento en el que el fitoplancton tiene un gran desarrollo cuantitativo, por lo que podría explicarse por la composición cualitativa de dicho fitoplancton, dominado por cianofíceas (especialmente *Anabaena scheremetievii)* que, posiblemente, son poco apetecibles para el zooplancton. En La Minilla, por el contrario, aunque también se observa un mayor desarrollo del zooplancton en primavera y, especialmente en otoño, la densidad de la comunidad es más uniforme durante todo el año.

Otra diferencia entre los dos embalses es la referente a la diferencia de densidades de los organismos con respecto a la profundidad, mucho más marcada en el embalse de Aracena durante el largo período de estratificación (de abril a octubre; TOJA, 1976).

La estratificación de los organismos del zooplancton parece determinada por las concentraciones de oxígeno. En el hipolimnion de Aracena son frecuentes las condiciones de anoxia durante el período de estratificación mientras que, en La Minilla es raro que falte el oxígeno. Otra causa que también puede influir es el distinto regimen hídrico de los dos embalses: Aracena se comporta de forma similar a un lago y La Minilla se

TABLA I. Tasa de renovación registrada en los embalses de Aracena y La Minilla entre 1973 y 1980.

	Aracena	La Minilla
1973	0,69	2,47
1974	0,36	1,80
1975	0,31	2,19
1976	0,10	0,86
1977	0,79	6,64
1978	0,96	7,22
1977	2,06	14,33
1980	0,91	2,10

asemeja más a un río, como se puede deducir al comparar las distintas tasas de renovación de ambos embalses, obtenidas mediante la relación:

$$\frac{\textit{Volumen aportado} + \textit{Vol. medio embalsado}}{\text{Capacidad total del embalse}}$$

y que pueden observarse en la tabla I (TOJA, 1982).

COMPOSICION ESPECIFICA DEL ZOOPLANCTON EN LOS DOS EMBALSES.

Se han identificado 3 especies de ciliados, 11 de rotíferos y 8 de crustáceos (6 de cladóceros y 2 copépodos). En total 22 especies que, prácticamente, son las mismas que se habían descrito anteriormente para los dos embalses (MARGALEF *et al.*, 1976; ARMENGOL, 1978) y para La Minilla (TOJA, 1980). Casi todas las especies se han encontrado en los dos embalses, salvo algunas excepciones. La más importante es la ausencia en Aracena de *Copidodiaptomus numidicus* que, sin embargo, es una de las más importantes en La Minilla. Podría ser que esta especie, típicamente euplanctónica, aún no hubiera colonizado este embalse en la época de los muestreos ya que es de construcción reciente (1969), mientras que la Minilla tiene más de 30 años (1946). El hecho de que Aracena esté aguas arriba de La Minilla no ha facilitado la colonización (ARMENGOL, 1978). Las otras excepciones son *Trichocerca similis* que sólo se ha detectado en Aracena y *Hexarthra sp.* que sólo ha aparecido en La Minilla. *Lepadella platella* y *Chydorus sphaericus* han aparecido de manera esporádica.

También hay diferencias en la importancia relativa que los distintos grupos tienen en los dos embalses (figs. 1 y 2). En Aracena, en primavera, dominan los rotíferos, con una proporción relativamente alta de copépodos y en otoño, por el contrario, dominan claramente los cladóceros. En La Minilla, en primavera dominan los copépodos y en otoño los rotíferos siendo también bastante importantes los cladóceros. En el plancton de invierno de este embalse hay un porcentaje bastante elevado de ciliados que el resto del año son muy poco abundantes y que, prácticamente, no tienen importancia en Aracena.

SUCESION ANUAL DE ESPECIES

ARACENA

Al principio de la primavera hay una comunidad relativamente diversificada compuesta de rotíferos, con *Pompholix sulcata*, *Asplachna priodonta* y *Polyarthra spp* (fig. 3) como especies más abundantes, y crustáceos, con dominancia de *Bosmina longirostris* hasta febrero y, posteriormente, de *Acanthocyclops vernalis* (fig. 4) que está, generalmente, en fase de nauplio. La proporción de nauplios que llegan a copepoditos en este embalse (25 %o en el mejor de los casos).

La composición de la comunidad de crustáceos se mantiene bastante similar durante toda la primavera y el verano, pero la de Rotíferos sufre un cambio cualitativo, disminuyendo en importancia *A. priodonta* y *Polyarthra spp* de forma que, en mayo, el 70 %o los rotíferos son *Pompholix sulcata*, coincidiendo con el momento en que este grupo alcanza su máximo desarrollo. En julio *P. sulcata* cede importancia en favor de *Polyarthra spp*, desapareciendo totalmente en agosto.

En verano la densidad es muy baja, pero la diversidad se mantiene alta por la aparición de especies termófilas: *Ascomorpha saltans*, *Trichocerca chatonii* y *Keratella cochlearis* entre los rotíferos, y aparece *Ceriodaphnia pulchella* entre los crustáceos. A finales de veranos se produce un desarrollo extraordinario de *Asplachna priodonta*, sin que se detecten cantidades importantes de otros Rotíferos que puedan servirle de alimento. Es posible que esta alta densidad de *A. priodonta* sea respuesta a un anterior desarrollo de alguna población de otra especie que no ha podido ser detectado por el tiempo transcurrido entre los muestreos.

El plancton de otoño está dominado cla-

ramente por los cladóceros, entre los que la especie dominante es *Ceriodaphnia pulchella*, aunque también aparecen *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia hyalina*, *D. parvula* y, al final *Bosmina longirostris*. Aunque los rotíferos tienen una densidad muy baja, vuelve a aumentar su diversidad, apareciendo progresivamente *Pompholix sulcata*, *Polyarthra spp*, *Filinia opoliensis* y *Asplachna priodonta* que, aparentemente, prefieren aguas más frías.

LA MINILLA

La sucesión de especies en el zooplancton de este embalse, en 1977 especialmente en lo que se refiere a los Rotíferos, es similar a la del año anterior (TOJA, 1980). Al principio del año se contabiliza una pequeña proporción de *Keratella tropica* que, probablemente, es el resto de la población detectada en el otoño de 1976; pero abundan *Polyarthra spp* y *Pompholix sulcata*. Se detecta también un cierto desarrollo del ciliado *Codonella cratera*.

El plancton de primavera está dominado por los copépodos, con *Acanthocyclops vernalis* y *Copidodiaptomus numidicus* como especies dominantes (fig. 6). En este embalse las dos especies tienen una proporción de copepoditos + adultos más elevada que en Aracena (entre el 25 y el 50 % de la población). La representación de rotíferos es escasa en esta época y está constituida por *Pompholix sulcata* que en mayo es sustituida por *Polyarthra spp* acompañada de *Keratella cochlearis* y *Ascomorfa saltans* (fig. 5).

En verano desciende algo la densidad total y los copépodos comienzan a perder importancia con *C. numidicus* dominando progresivamente sobre *A. vernalis*.

Empiezan a aparecer los cladóceros y aumenta la diversidad de rotíferos ya que a las especies que se encuentran en mayo se suman *Hexarthra sp*, *Trichocerca chatonii* y *Filinia opoliensis*.

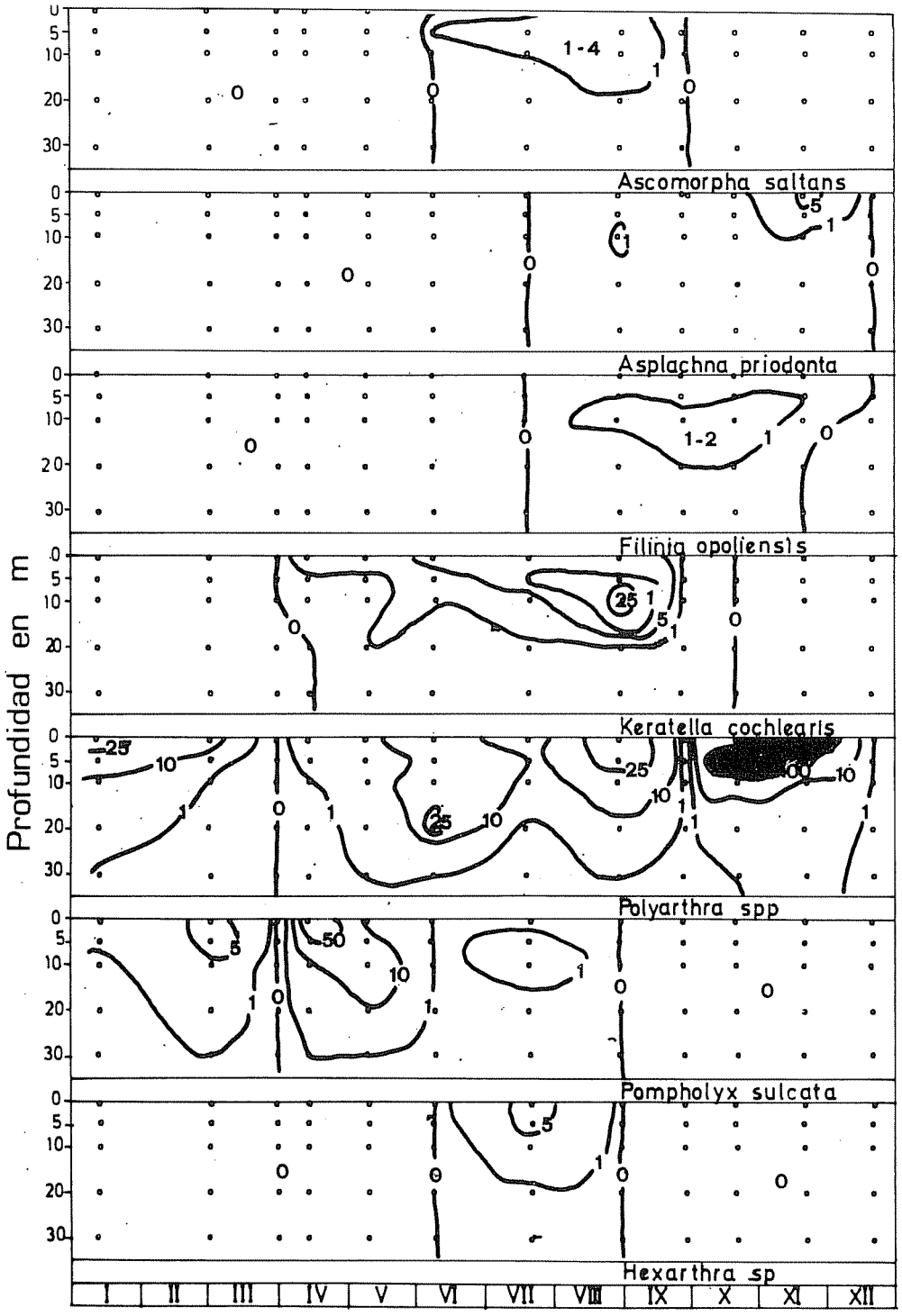
En otoño se produce el máximo de densidad en los rotíferos (especialmente *Polyarthra spp)* que, salvo en estos momentos, han tenido muy poca importanca relativa (probablemente ésta es la causa por la que *Asplachna priodonta* es tan poco abundante en La Minilla). Pero el grupo dominante es el de los Cladóceros, primero *Diaphanosoma brachyurum* y después *Ceriodaphnia pulchella*. En invierno vuelve a producirse un aumento de la importancia de Ciliados, pero en este caso representados por *Zoothamnium sp*.

CONCLUSIONES

Como consecuencia del distinto grado de eutrofia de los dos embalses, se observa una mayor densidad del zooplancton en Aracena, con un máximo de densidad en primavera de rotíferos y copépodos. Hay un descenso de la densidad total en verano, por la composición específica del fitoplancton seguido de otro máximo en otoño, especialmente de cladóceros. También se observa una marcada estratificación de la densidad de organismos debida principalmente al déficit de oxígeno en el hipolimnion.

En La Minilla también hay dos máximos en la densidad: en primavera (con dominancia de copépodos) y en otoño (con dominancia de Rotíferos), pero la densidad es bastante uniforme tanto a lo largo del año como en profundidad (siempre hay suficiente oxígeno en el hipolimnion). No se observan marcadas diferencias con respecto a 1976 ya que, aunque los dos años fueron hidrológicamente distintos (tabla I), aumentó el grado de eutrofia en 1977 (TOJA *et al.*, en prensa).

En los dos embalses se han detectado casi las mismas especies, aunque la importancia relativa de ellas en cada uno es muy variable. La diferencia más notoria en la composición de la comunidad es la ausencia de *Copidodiaptomus numidicus* en Aracena.


Profundidad en m
Ascomorpha saltans
Asplachna priodonta
Filinia opoliensis
Keratella cochlearis
Polyarthra spp
Pompholyx sulcata
Hexarthra sp
I
II
III
IV
V
VI
VII
VIII
IX
X
XI
XII

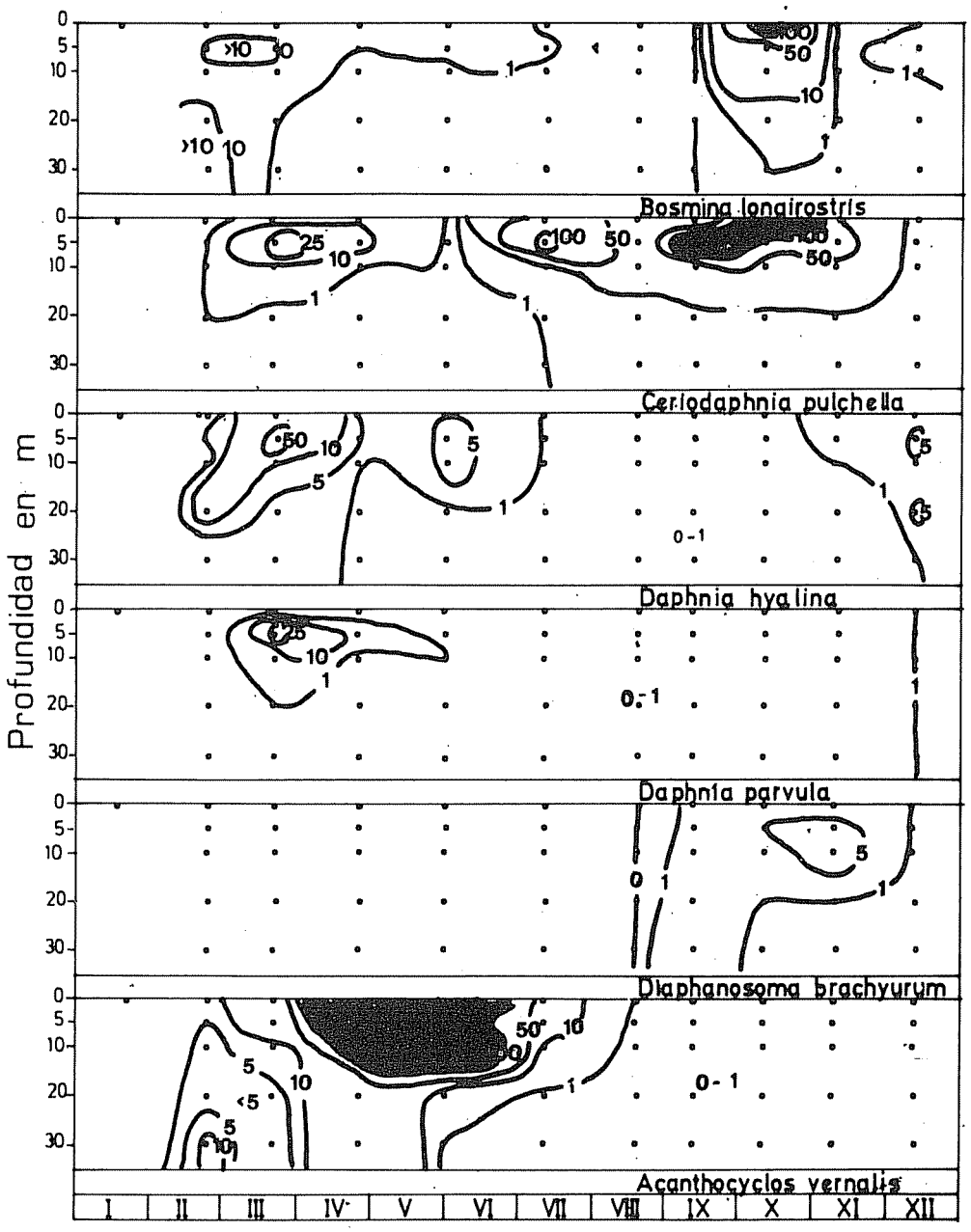
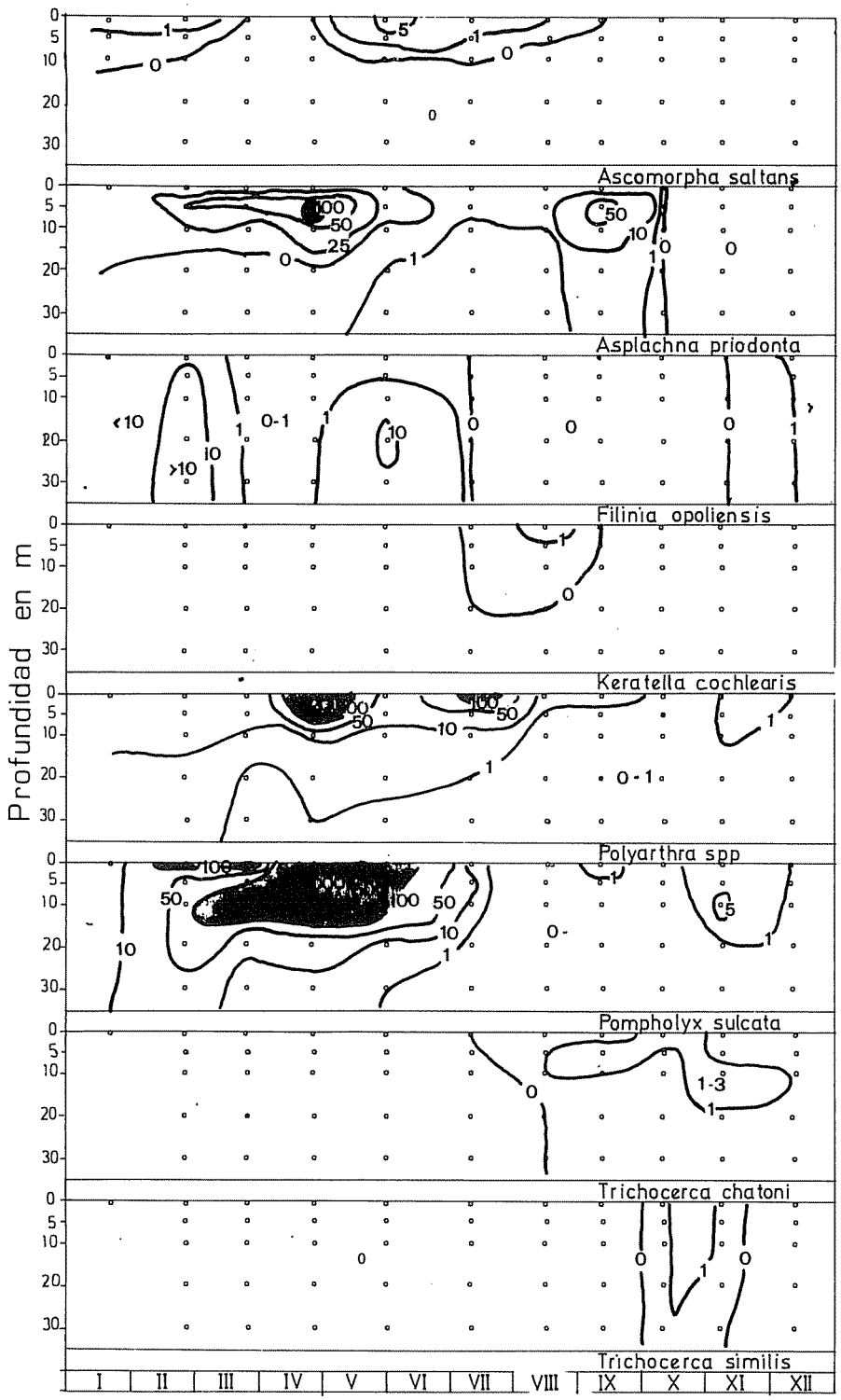


Figura 4. Distribución de los Crustáceos en Aracena según la profundidad y el tiempo. La abundancia se expresa en número de individuos/litro.

Figura 3. Distribución de los Rotíferos en Aracena según la profundidad y el tiempo. La abundancia se expresa en número de individuos/litro.


Ascomorpha saltans
Asplachna priodonta
Filinia opoliensis
Keratella cochlearis
Polyarthra spp
Pompholyx sulcata
Trichocerca chatoni
Trichocerca similis
Profundidad en m
I
II
III
IV
V
VI
VII
VIII
IX
X
XI
XII

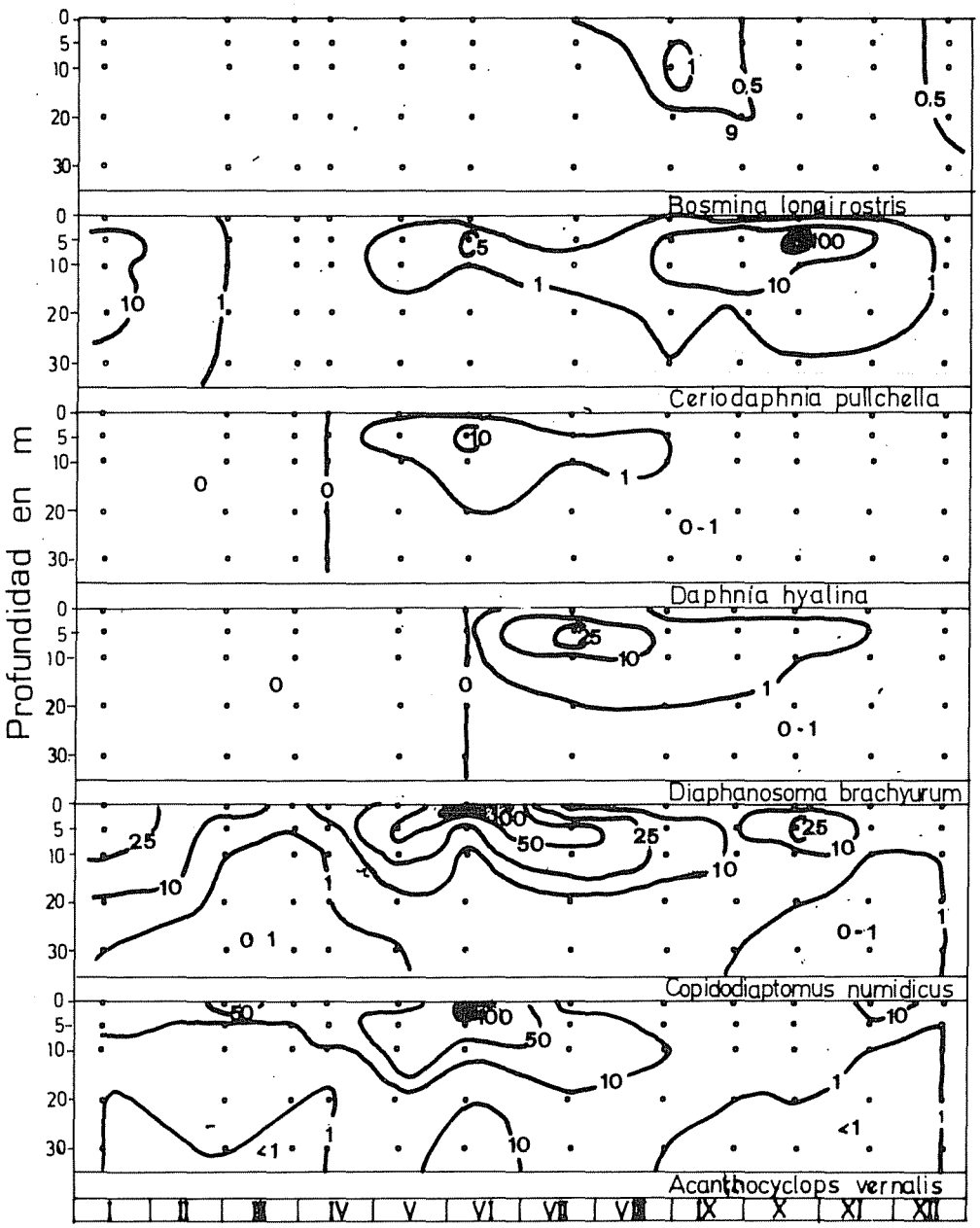


Figura 6. Distribución de los Crustáceos en La Minilla según la profundidad y el tiempo. La abundancia se expresa en número de individuos/litro.

Figura 5. Distribución de los Rotíferos en La Minilla según la profundidad y el tiempo. La abundancia se expresa en número de individuos/litro.

BIBLIOGRAFIA

ARMENGOL, J. 1978. Los crustáceos del plancton de los embalses españoles. *Oecologia aquatica*, 3: 3-96.

MARGALEF, R., PLANAS, D., ARMENGOL, J., VIDAL, A., PRAT, N., GUISET, A., TOJA. J., ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles.* Vols. I y II. Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas. nº 123. 452 págs.

MIRACLE, R. 1976. Distribución en el espacio y el tiempo de las especies de zooplancton del lago de Banyoles. *Monografías ICONA*, 5: 1-270.

TOJA, J. 1976. *Limnología comparada de dos embalses con distinto grado de eutrofia (Aracena y La Minilla).* Tesis doctoral. Univ. Barcelona.

TOJA, J. 1980. Limnología del embalse de La Minilla durante 1976. II. Distribución del zooplancton. *Oecologia aquatica*, 4: 89-110.

—1982. Control de la eutrofia de embalases por utilización selectiva del agua a distintas profundidades. *Revista de Obras Públicas*, abril-mayo: 223-231.

TOJA, J., GONZALEZ–RULL, J. A., RAMOS, D. (en prensa). Phytoplankton succession in Aracena, La Minilla and El Gergal reservoirs (Huelva-Sevilla, Spain). *IWSA Spec. Conf. on Eutrophication and water supply.* Viena. Octubre 1981.

Biomasa y producción de *Mixodiaptomus laciniatus* (Copepoda, calanoida) en el lago de La Caldera (Sierra Nevada, Granada)

Luis Cruz-Pizarro

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

SUMMARY

BIOMASS AND PRODUCTION OF *Mixodiaptomus laciniatus* (COPEPODA, CALANOIDA) IN THE LAKE "LA CALDERA" (SIERRA NEVADA, SE SPAIN).

M. laciniatus is the dominant species in the zooplankton community of the lake La Caldera. Its life cycle was studied and its biomass and production estimated from periodical samples collected in the pelagic zone of the lake during the ice-free period in 1977. This population behaves in La Caldera as acyclic and univoltine. The duration of the main generation was estimated in about 52-56 days and mean duration of instars was included between 0.8 (N1) and more than 15 days (CV). The decrease in population size is described by the equation:

$$N_t = 14554.6 \, . \, e^{-0.00528t}$$

The daily mortality rate was m = 0.528%, close to the value obtained by REY & CAPBLANCQ (1975) for this species in a similar ecosystem.

Biomass increases continuously during the existence period of the population, with values ranging from $8.13 \, . \, 10^{-4}$ to 67.66 mg/m^3. Production also increases with time, until the maximum population density is reached. At this moment; P = 3.18 mg/m^3. day. From then on, it decreases sligthtly and is maintained at relatively high values, until the end of the sampling period. The rate Production/Biomass (P'/B) decreases as the population develops, reaching the maximum (1.60) at the begnning of the sampling.

INTRODUCCION

La Caldera es un lago situado en la zona de la tundra de Sierra Nevada, a 3.050 m. de altitud, que presenta características propias de un ecosistema acuático oligotrófico alpino: aguas frías poco mineralizadas (en las que el fosfato parece ser el principal factor limitante para el desarrollo de las algas) y bajos valores de productividad primaria (inferiores a 0,2 mg C/m^3 hora). Durante un período de 8 a 10 meses permanece cubierto de hielo, con un corto período de condiciones favorables para el desarrollo de las

poblaciones (de Junio a Octubre en el caso más favorable). Sus características físico-químicas y la composición del fitoplancton han sido estudiadas con detalle por MARTINEZ (1975, 1977, 1980).

La comunidad zooplanctónica, relativamente diversificada, está compuesta por 6 especies de crustáceos, 6 especies de rotíferos y 2 especies de protozoos. Los copépodos constituyen el grupo más importante, siendo *Mixodiaptomus laciniatus* la especie dominante. Esta población se comporta en su desarrollo como acíclica (no presenta cambios en la forma de reproducción) y univoltina (una sola generación por año). La eclosión de los huevos comienza durante el deshielo y la mayoría de los individuos alcanzan el estado adulto antes de que se produzca una nueva helada. Una menor proporción de individuos, no obstante, parece soportar las condiciones desfavorables (cobertura de hielo) en forma de copepoditos en los últimos estadios de desarrollo (CIII a CV), dando lugar a los adultos de gran tamaño que se observan en los primeros muestreos del siguiente ciclo (CRUZ-PIZARRO, 1981).

Estas condiciones de marcada estacionalidad del ciclo de vida y la posibilidad de seguir el desarrollo de los estadios larvarios, son idóneas para el estudio de algunas actividades metabólicas de los organismos vivos y en este contexto se aborda el presente trabajo sobre la biomasa y producción de *M. laciniatus.*

MATERIAL Y METODOS

TOMA DE MUESTRAS. RECUENTO DE ORGANISMOS

El material empleado procede una serie de muestreos periódicos realizados hacia el mediodía en la zona de máxima profundidad del lago durante el período libre de hielo del año 1977. Las muestras se tomaron a las siguientes profundidades: 0, 1, 2, 4, 6, 8 y, cuando fue posible, 10 y 11 m. Los días de muestreo están especificados en la tabla III.

En la toma de muestras se utilizó una botella de Van Dorn doble con 8 l. recogidos a cada profundidad que se filtraron a través de un disco de red de nytal de 40 μm. de diámetro de poro el cual se conserva en formol al 4%. En cada uno de los días de muestreo se realizó, además, un arrastre vertical, desde el fondo a la superficie, con una red simple de plancton de un metro de longitud, 30 cm. de diámetro de boca y malla y de 40 μm. El material recogido en un colector de vidrio, se conservaba como en el caso anterior.

El recuento de los organismos se hizo previa sedimentación durante 24 horas en cámaras tipo Utermohl de 50 cc. de capacidad de las muestras cuantitativas después de lavar el filtro. Posteriormente se contaron, mediante un microscopio invertido, todos los individuos presentes en la placa basal de la cámara con distinción de cada uno de los estadios larvarios de nauplio (N1 a N6) y copepodito (CI a CV) y ambos sexos entre los adultos.

MEDIDAS EFECTUADAS

Los datos sobre la longitud de los diferentes estadios, se obtuvieron de la medida directa (mediante micrómetro ocular) de 2.302 individuos procedentes de arrastres verticales. Los valores de densidad están expresados como org/m^3 y se obtuvieron al dividir los valores resultantes (en org/m^2) de integrar los datos procedentes de las diferentes profundidades muestreadas, por la profundidad máxima del lago, en cada caso.

RESULTADOS

CURVA DE MORTALIDAD

La figura 1, muestra la densidad de organismos presentes en cada estadio y da una idea de la evolución de la población durante el período de estudio. Se observa que el día 28 de Julio, cuando el lago presenta aún una gran cantidad de hielo, la población está compuesta únicamente por nauplios en el

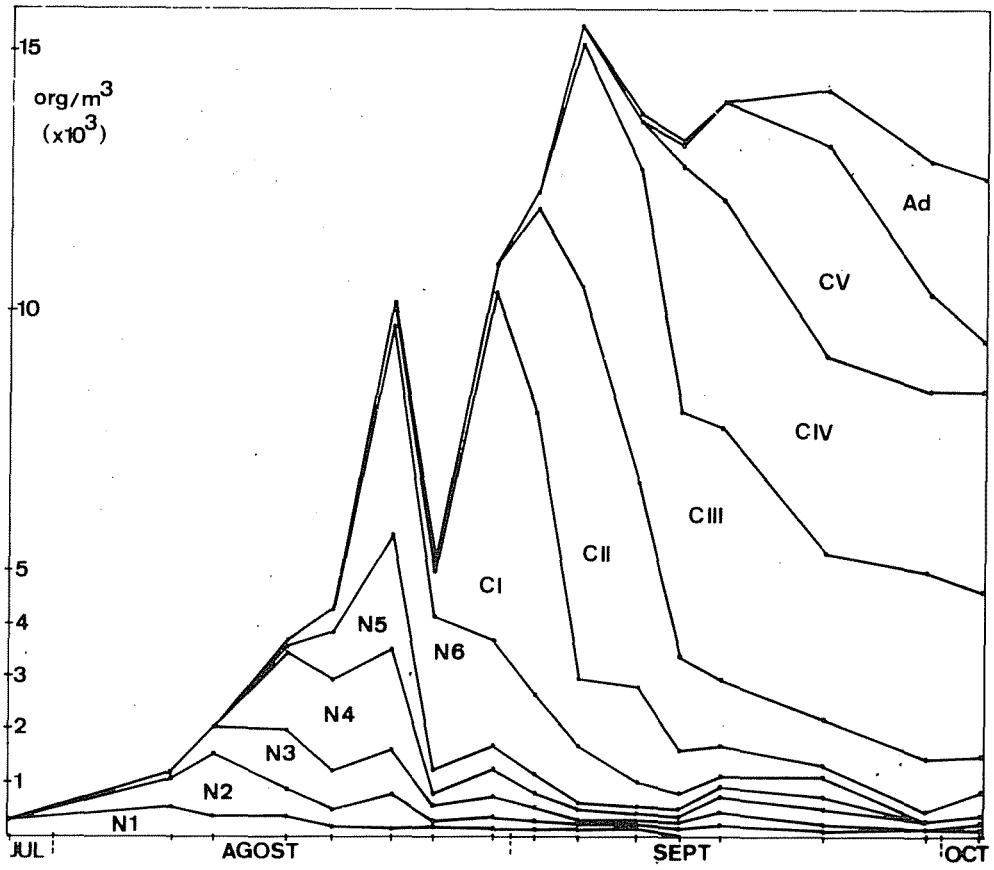


Fig. 1. Densidad y composición en estadios nauplios (N1 a N6) y copepodíticos (CI a CV) de la población de *M. laciniatus* durante el período de muestreo.

primer estadio de desarrollo (N1), lo que significa que los huevos habrían empezado a eclosionar muy poco antes. Aunque a lo largo del período de muestreo se han encontrado, fundamentalmente en muestras de arrastre vertical, adultos de gran tamaño, las primeras hembras provenientes de los huevos que comienzan a eclosionar con la fusión del hielo, aparecen en el muestreo correspondiente al 22 de Septiembre.

El máximo poblacional corresponde al muestreo del 5 de Septiembre. Asumiendo que en este momento termina el período de eclosión de los huevos (de hecho, los últimos N1 observados corresponden al muestreo del día 9) y obviando fenómenos de migración, la disminución en el número de individuos de la población hemos de asociarla a un proceso de mortalidad, hasta entonces enmascarada por los nuevos aportes de individuos. Si consideramos esta mortalidad constante para todo el período (t), podemos suponer que las muertes son proporcionales al número de individuos presentes (N) y a una tasa instantánea de mortalidad (m):

$$\frac{dN}{dt} = -mN$$

La ecuación que describe este decreci-

miento de la población a partir del máximo poblacional es:

$$N_t = 14554.6\, e^{-0.00528t} \quad \text{(fig. 2)}$$

Como la hemos calculado con referencia a *días,* la *tasa diaria* de mortalidad (m) es, pues, del 0.528°/o de la población, un valor muy semejante al que REY & CAPBLANCQ (1975) encuentran para esta especie en el lago de Port-Bielh.

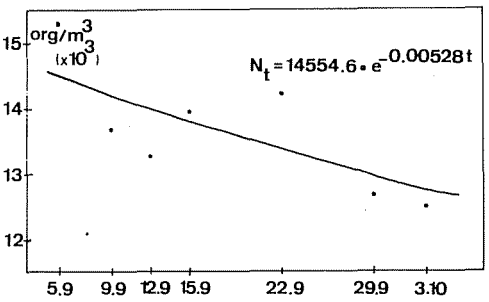


Fig. 2. Decrecimiento en tamaño de la población de *M. laciniatus.*

DURACION DEL DESARROLLO

A partir de los datos que se muestran en la figura 1 es posible estimar la duración del desarrollo de la población entre 52 y 56 días.

La duración de cada estadio puede ser obtenida a partir de los datos del muestreo, por dos métodos distintos:

a) Considerando el tiempo transcurrido entre las primeras apariciones de individuos correspondientes a dos estadios sucesivos.

b) Midiendo la distancia, en días, entre los valores observados de máxima densidad de dos estadios sucesivos ("pulsos" medianos; COMITA, 1956; ROFF & CARTER, 1972).

La precisión de estos métodos es función, principalmente, de la frecuencia de muestreo y tampoco es infrecuente la existencia de varios "pulsos" máximos para cada estadio, lo que introduce un error en el cálculo. Los datos del tiempo transcurrido entre dos estadios obtenidos a partir de cultivos de laboratorio (WUTHRICH, 1948; RAVERA, 1953) sólo se pueden aplicar como orientativos a un ecosistema determinado pues factores como la temperatura, luminosidad, nutrición, sexo, etc. actúan sobre la duración de cada estadio, (ECKSTEIN, 1964; AUVRAY & DUSSART, 1966).

Por todo ello, hemos preferido utilizar el método de cálculo empleado por REY & CAPBLANCQ (1975) para esta misma especie y que se basa en que si n_1 es el número de individuos del estadio i presentes en el lago en el momento t y $\bar{D}_i$ la duración media de este estadio; el número de individuos que pasarán al estadio siguiente en un día será:

$$\frac{n_i}{\bar{D}_i}$$

y durante los T días que dure la presencia del estadio en el medio, pasarán:

$$\int_0^T \frac{n_i}{\bar{D}_i}$$

valor que ha de ser igual al número medio de individuos presentes en el lago durante ese período T, por tanto:

$$\bar{D}_i = \frac{1}{N} \int_0^T n_i$$

El valor medio de N para el período considerado se ha estimado utilizando la curva de mortalidad de la figura 2.

Los resultados obtenidos se presentan en la tabla I. La duración media de los tres últimos estadios copepodíticos (CIII, CIV y CV) es muy difícil de precisar pues no se conoce el tiempo de permanencia de cada uno de ellos en el medio (T) ya que continúan estando presentes después del último de los muestreos realizados e incluso, con elevados valores de densidad (CIII y CIV). Con el método de cálculo utilizado, sólo podemos saber que la duración media de estos estadios debe ser, respectivamente, mayor de 9.14, 6.84 y 3.87 días.

Para los cálculos posteriores de Producción, hemos estimado los valores de D de CIII y CIV como los valores enteros (en días) superiores y más próximos a los obtenidos con el método general de cálculo. En el caso de CV, la estimación se ha hecho como la diferencia entre la duración del desarrollo de la población y la suma de las duraciones medias de todos los estadios anteriores.

CALCULO DEL PESO DE LOS INDIVIDUOS

La relación que existe entre la longitud de un individuo de un estadio de desarrollo determinado y su peso, está ampliamente demostrado y muchos autores la han tratado de cuantificar, bien a partir de medidas directas de ambas magnitudes en los diferentes estadios o bien asociando los individuos a formas geométricas simples. Se han propuesto así una serie de expresiones que, con un cierto grado de imprecisión, permiten una aproximación al peso de un individuo a partir de su longitud, al menos en los estadios de copepodito y adulto.

En nuestro caso, hemos utilizado la expresión que establecen REY & CAPBLANCQ (1975) para *M. laciniatus* del lago de Port-Bielh a partir de los pesos de lotes de individuos agrupados por estadios:

$$W_{mg} = 0{,}00714\ L_{mm}^{3,8}$$

La tabla II muestra los pesos medios correspondientes a cada uno de los estadios (p_i) en el lago de La Caldera utilizando esta expresión. Como L, en cada caso, se ha tomado el valor medio de los medianos obtenidos en cada día de muestreo (CRUZ-PIZARRO, 1981).

BIOMASA TOTAL

El cálculo de la biomasa en cada uno de los muestreos está basado en la ecuación general:

$$B = n_0 p_0 + n_1 p_1 + n_2 p_2 + \dots + n_i p_i$$

donde n_0, n_1, n_2 ... n_i es el número de individuos presentes de cada estadio y p_0, p_1, p_2 ... p_i es el peso medio de un individuo de cada estadio de desarrollo, desde huevo hasta adulto. Los valores obtenidos de este cálculo se muestran en la tabla III.

CRECIMIENTO PONDERAL DE LOS INDIVIDUOS

El peso medio de un individuo de la población ($\bar{p}$) en cada muestreo se estimó como la relación entre la biomasa y el número total de individuos (N) en el mismo:

$$\bar{p} = \frac{B}{N}$$

Los valores obtenidos para cada día, se presentan en la tabla III y la figura 3 (línea continua) muestra su evolución a lo largo del período de estudio.

El aumento diario del peso medio de un individuo de la población ($\Delta\bar{p}$) entre dos muestreos sucesivos (t_1 y t_2) se calculó como:

$$\Delta\bar{p} = \frac{\bar{p}_2 - \bar{p}_1}{t_2 - t_1}$$

TABLA I. Duración media (en días) de los diferentes estadios larvarios.

Estadio	dias
N1	0,80
N2	1,25
N3	1,32
N4	1,91
N5	1,46
N6	3,58
CI	4,66
CII	4,50
CIII	10,00
CIV	7,00
CV	15,00

TABLA II. Valores de longitud, peso y aumento diario del peso medio de cada estadio.

Estadio	L(mm)	Peso (mg)	Δp_i (ug/día)
Huevo	0,104	$1,31\ 10^{-6}$	–
N1	0,129	$2,98\ 10^{-6}$	0,00490
N2	0,160	6,75 10	0,01036
N3	0,212	1,97 10	0,02040
N4	0,266	4,66 10	0,01037
N5	0,292	6,64 10	0,03740
N6	0,342	1,21 10	0,08200
CI	0,473	4,15 10	0,14700
CII	0,612	1,10 10	0,28200
CIII	0,750	2,39 10	0,14600
CIV	0,850	3,85 10	0,27100
CV	0,945	5,76 10	0,21600
Macho	1,156	1,24 10	–
Hembra	1,190	1,38 10	–

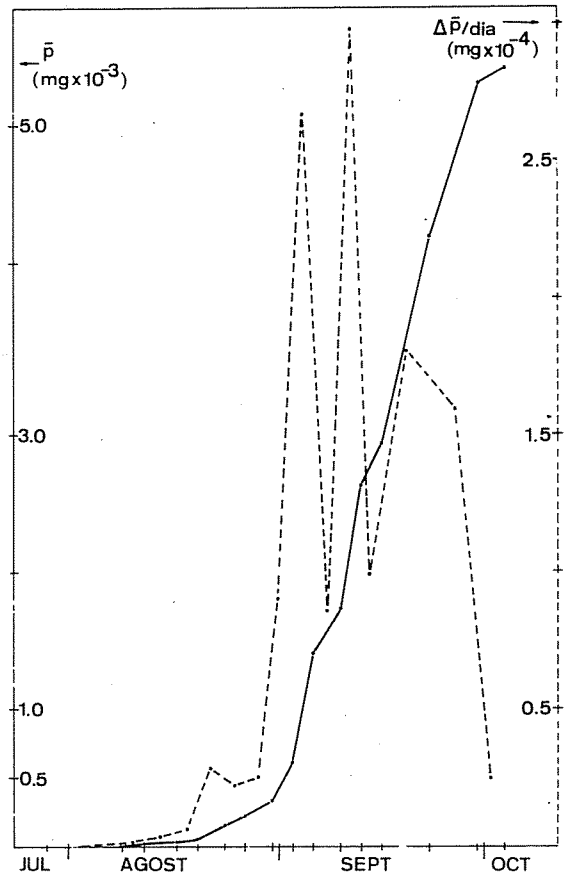


Fig. 3. Evolución del peso medio de un individuo de la población ($\bar{p}$) (línea continua) y de su incremento diario ($\Delta \bar{p}$ / día) (línea de trazos).

TABLA III. Valores de biomasa, producción y del cociente producción/biomasa (P/B) durante el período de estudio del año 1977.

Fecha muestreo (1977)	N (org/m^3)	Peso medio $\bar{p}$ (mg)	$\Delta\bar{p}$/día (mg)	B (mg/m^3)	P (mg/m^3 día)	P' (mg/m^3 día)	P'/B
28-VII	273	$2,98\ 10^{-6}$		$8,13\ 10^{-4}$		0,0013	1,60
			$2,50\ 10^{-7}$		$1,67\ 10^{-4}$		
8-VIII	1062	$5,73\ 10^{-6}$		$6,09\ 10^{-3}$		0,0089	1,46
			$1,19\ 10^{-6}$		$1,86\ 10^{-3}$		
11-VIII	2059	$9,31\ 10^{-6}$		0,0192		0,0251	1,31
			$4,16\ 10^{-6}$		0,0119		
16-VIII	3659	$3,01\ 10^{-5}$		0,1101		0,0532	0,48
			$5,70\ 10^{-6}$		0,0226		
19-VIII	4279	$4,72\ 10^{-5}$		0,2019		0,0997	0,49
			$2,87\ 10^{-5}$		0,2076		
23-VIII	10191	$1,62\ 10^{-4}$		1,6482		0,4910	0,33
			$2,27\ 10^{-5}$		0,1729		
26-VIII	5045	$2,30\ 10^{-4}$		1,1613		0,3532	0,30
			$2,65\ 10^{-5}$		0,2111		
30-VIII	10886	$3,36\ 10^{-4}$		3,6571		1,3158	0,36
			$8,80\ 10^{-5}$		1,0170		
2-XIX	1228	$6,00\ 10^{-4}$		7,3433		2,1127	0,29
			$2,67\ 10^{-4}$		3,6989		
5-XIX	15473	$1,40\ 10^{-3}$		21,7258		3,1811	0,15
			$8,50\ 10^{-5}$		1,2422		
9-XIX	13747	$1,74\ 10^{-3}$		23,8927		2,5719	0,11
			$2,97\ 10^{-4}$		4,0148		
12-XIX	13287	$2,63\ 10^{-3}$		34,8967		2,7278	0,08
			$9,67\ 10^{-5}$		1,3191		
15-XIX	13996	$2,92\ 10^{-3}$		40,8354		2,7860	0,07
			$1,83\ 10^{-4}$		2,5854		
22-XIX	14260	$4,20\ 10^{-3}$		59,8615		2,7219	0,04
			$1,57\ 10^{-4}$		2,1212		
29-XIX	12762	$5,30\ 10^{-3}$		67,6597		2,1688	0,03
			$2,50\ 10^{-5}$		0,3161		
3-X	12529	$5,40\ 10^{-3}$		67,6409		2,0076	0,03

siendo $\bar{p}_1$ y $\bar{p}_2$ los pesos medios de un individuo de la población en ambos muestreos. Los valores de $\Delta\bar{p}$/día se muestran en la tabla III y en la figura 3 (línea de trazos).

CALCULO DE LA PRODUCCION

La Producción (P) entre dos muestreos sucesivos se ha evaluado a partir del incremento diario del peso medio de un individuo ($\Delta\bar{p}$/día) y del número medio de individuos ($N_1 + N_2/2$) durante ese período. Por tanto:

$$P_{1-2} = \left(\frac{\bar{p}_2 - \bar{p}_1}{t_2 - t_1}\right) \times \left(\frac{N_1 + N_2}{2}\right)$$

Como método comparativo hemos estimado la Producción en cada muestreo (P') basándonos en el crecimiento diario medio (en peso) de los diferentes estadios (Δp_i/día) y en el número de individuos de cada estadio (n_i). Entonces:

$$P' = \sum_{huevo}^{Ad} \Delta\bar{p}_i \, . \, n_i$$

siendo

$$\Delta\bar{p}_i = \frac{\bar{p}_{final} - \bar{p}_{inicial}}{\bar{D}_i}$$

y $\bar{D}_i$, la duración media de cada estadio. Se considera como $\bar{p}_{final}$ de un estadio, el peso medio del siguiente. En la tabla II se dan los valores de $\Delta\bar{p}_i$ para cada estadio de μg/día y su representación gráfica se muestra en la figura 4 (línea de trazos). Los valores de P y P' se muestran en la tabla III.

DISCUSION

DURACION DE LOS ESTADIOS

De los resultados que se presentan en la tabla I se observa que la duración de cada estadio suele ser (particularmente para los primeros estadios), menor que la calculada para esta especie en ecosistemas semejantes (REY & CAPBLANCQ, 1975) e incluso que la obtenida en experiencias de laboratorio.

El ciclo biológico particular de esta especie en el lago de La Caldera, en el que una gran parte de la población alcanza el estadio adulto al final de la época de deshielo, mientras otra parte de ella parece sobrevivir al período de helada en forma de CIII y CIV principalmente (CRUZ-PIZARRO, 1981), deja entrever la posibilidad de una bimodalidad en cuanto a la duración media de los estadios. No es aventurado pensar que los primeros individuos que alcanzan los estadios CIII y CIV, tengan una D mucho menor que los que llegan a tales estadios más retrasados en el tiempo, cerca del comienzo de la época de heladas, que parecen tener un "ralentizamiento" en su desarrollo (atribuible fundamentalmente a un descenso de la temperatura) y permanecen mucho más tiempo en el mismo estadio.

BIOMASA. PRODUCCION. RELACION P/B

Los valores de Biomasa, comprendidos entre 8.13 10^{-4} y 67,6409 mg/m^3, siguen a lo largo del período de estudio (fig. 5) una variación paralela a la del peso medio de un individuo de la población ($\bar{p}$). Esto era de esperar en función de la variación observada en el peso medio de cada estadio ($\bar{p}_i$) en este mismo período.

El incremento tan notable de peso en el paso de CIV a CV, junto con la menor duración media de CIV en relación con CIII y CV, determina la existencia de los dos máximos observados tanto en el $\Delta\bar{p}_i$/día (fig. 4; línea de trazos), como en $\Delta\bar{p}$/día (fig. 3, línea de trazos), cuya evolución paralela, por otro lado, se acentúa por la semejanza entre la frecuencia de los muestreos (en días) y la duración media de los estadios.

Aunque el incremento de Biomasa es continuo durante el período de existencia de la población, es posible diferenciar dos etapas en cuanto a su tasa diaria de aumento (P'/B). Un primer período en el que la razón P'/B presenta valores superiores a 0.3, que corresponde a la fase de crecimiento en número de individuos y en la que el aumento de Biomasa es paralelo a la variación del peso

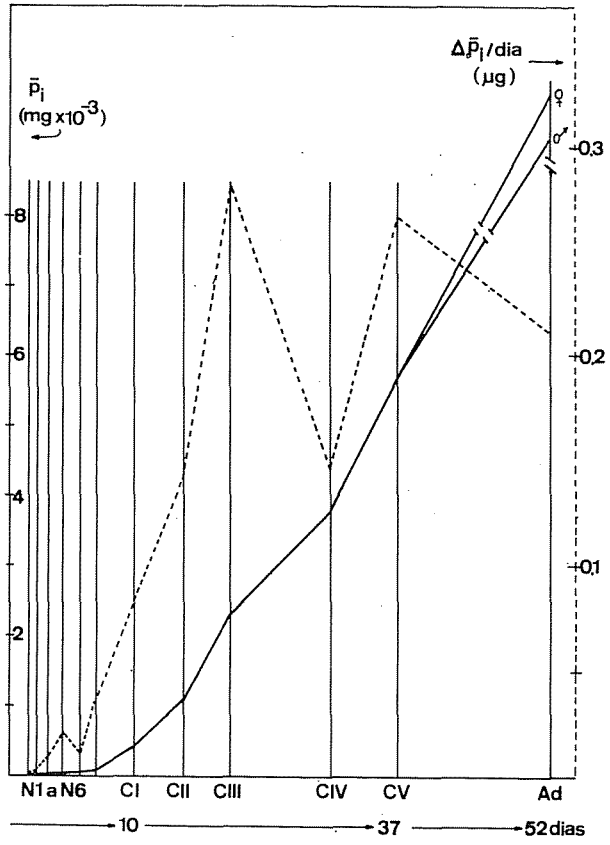


Fig. 4. Evolución del peso medio de cada estadio ($\bar{p}_i$) (línea continua) y de su incremento diario ($\Delta\bar{p}_i$/día) (línea de trazos).

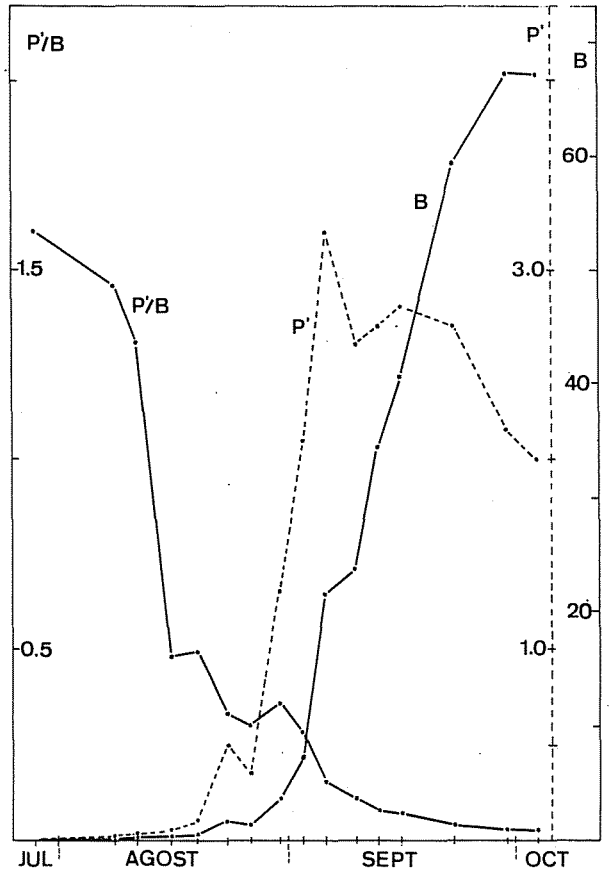


Fig. 5. Biomasa (mg/m^3), Producción (mg/m^3.día) y relación Producción/Biomasa (P/B) durante el período de estudio.

medio de cada estadio y una segunda etapa en la que dicho cociente disminuye hasta alcanzar el valor de 0.03 al final del período libre de hielo y que corresponde al decrecimiento en individuos de la población, coincidiendo en la época en que los individuos están llegando en su desarrollo a los últimos estadios copepodíticos y de adulto.

La Producción empieza a ser importante desde mediados de Agosto y alcanza su máximo en el muestreo correspondiente al día 5.9.77, manteniéndose en niveles elevados durante la mayor parte del mes de Septiembre para experimentar un descenso considerable al final de este mes.

Las mayores diferencias en los valores de Producción obtenidos por los métodos empleados dos (P y P') se producen durante los muestreos correspondientes a los días 29.9 y 3.10.77 (tabla III). Esto es lógico si pensamos que la Biomasa en los dos últimos muestreos es casi idéntica, lo mismo que ocurre con el número de individuos, de manera que cuando para el cálculo de P usamos las diferencias diarias del peso medio de los individuos ($\Delta\bar{p}$/día), obtenemos un valor sustancialmente menor que si comparamos los incrementos diarios en peso de cada estadio ($\Delta\bar{p}_i$/ día) y el número medio de individuos en cada uno de ellos (n_i).

Los valores de Biomasa, Producción así como del incremento diario de la Biomasa obtenidos son, en general, comparables a los calculados para esta especie en ecosistemas acuáticos de montaña semejantes (REY & CAPBLANCQ, 1975) e incluso que los que se citan para larvas de insectos en estos ambientes (GIANI & LAVILLE, 1973).

BIBLIOGRAFIA

AUVRAY, C. & DUSSART, B. 1966. Role de quelques facteurs du milieu sur le développement postembryonaire des Cyclopides (Crustacés-Copépodes). I. Généralites. Cas de *Eucyclops*. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 91: 477-491.

COMITA, G.W. 1956. A study of a Calanoid Copepod population in an arctic lake. *Ecology*, 37(3): 576-591.

CRUZ PIZARRO, L. 1981. *Estudio de la comunidad zooplanctónica de un lago de alta montaña (La Caldera, Sierra Nevada, Granada)*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada, 180 págs.

ECKSTEIN, H. 1964. Untersuchungen über den Einfluss des Rheinwassers auf die Limnologie des Schluchsees. *Arch. Hydrobiol.*, 28(5): 119-182.

GIANI, N. & LAVILLE, H. 1973. Cycle biologique et Production de *Sialis lutaria* L. (Megaloptera) dans le lac de Port-Bielh (Pyrénées Centrales). *Annls. Limnol.*, 9(1) 45-61.

MARTINEZ, R. 1975. Firsts report on the limnology of the alpine lake La Caldera, in the Penibetic Mountains (Sierra Nevada, Granada, Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1.133-1.139.

MARTINEZ, R. 1977. Phytoplankton species, biomans and diversity in lake La Caldera (Sierra Nevada, Granada, Spain) *Acta Hydrobiol.*, 19 (2): 95-107.

1980. Seasonal variation of phytoplankton biomass and photosynthesis in the high-mountain lake La Caldera (Sierra Nevada, Spain). In: *Developments in Hydrobiology* (DOKULIL et al. eds.): 111-119. The Hague.

RAVERA, O. 1953. Gli stadi di sviluppo dei copepodi pelagici del Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 7: 129-151.

REY, J. & CAPBLANCQ, J. 1975. Dynamique des populations et production du zooplankton de lac de Port-Bielh (Pyrénées Centrales). *Annls. Limnol.*, 11: 1-45.

ROFF, J.C. & CARTER, J.C.H. 1972. Life cycle and seasonal abundance of copepod *Limnocalanus macrurus* SARS in a high arctic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 17(3): 363-370.

WUTHRICH, M. 1948. Etude du développement des nauplii de *Diaptomus gracilis* SARS et *Diaptomus laciniatus* LILLJEBORG. *Rev. Suisse Zool.*, 55: 427-445.

El modelo de lago como técnica de interpretación forestal

Carlos A. Gracia

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

SUMMARY

LAKES AS COMPREHENSIVE MODELS OF FOREST COMMUNITIES

The vertical patterns of some forest parameters which are closely related to the mechanisms of light interception, such as leaf area index and chlorophyll content in leaves, are analysed in two forests of different structure; an evergreen oak forest and a beech forest. The regularities observed comparing the results of both forests enable us to outline some ideas abouth the structure of the canopy.

The similarity between some aspects of the vertical organization of terrestrial and aquatic ecosystems is shown clearly. It is suggested that the adaptative response of both types of ecosystems to the collection of energy by the primary producers probably follows similar pathways.

INTRODUCCION

La visión funcional del bosque dista mucho de haber alcanzado el grado de síntesis y madurez de que goza el conocimiento del ecosistema lacustre. Dos razones fundamentales explican este hecho. Por una parte, el lago es un ambiente que resulta casi cerrado al ciclo de materia mientras que el bosque recibe aportaciones y exporta en un continuo trasiego de ésta. A escala temporal fenómenos que se producen en el lago en el período de un año, como la sucesión, requieren decenas o centenares de años en el bosque, con lo que las dificultades de observación se hacen patentes.

Del análisis integrado de los ecosistemas terrestres resalta la necesidad de considerar una unidad funcional que en nuestro caso corresponde a la cuenca. La cuenca como unidad que se repite en el espacio, engloba en sí misma una buena parte de las variaciones debidas a cambios de pendiente, altitud, orientación, naturaleza del suelo y catenas de vegetación. En las cuencas el ecosistema se organiza y estructura de un modo complejo que apenas conocemos.

Los principios generales que rigen la organización de los lagos son válidos, a una cierta escala, en la organización de los ecosistemas forestales como la organización vertical del bosque y el lago. Es posible que

a esta situación se haya llegado por convergencia como respuesta a problemas tan básicos como la captación de energía por los productores primarios o la circulación vertical de los nutrientes.

DISCUSION

ENERGIA FISICA RECIBIDA

El mecanismo fundamental de circulación de los nutrientes en el lago es la turbulencia generada por la paulatina degradación de energía que el propio lago recibe bajo la forma de vientos o de radiación. La producción está estrechamente relacionada con la turbulencia generada por esta energía, hasta el punto de que las zonas más productivas son las áreas de afloramiento del mar, o de los grandes lagos donde aquélla es máxima. Los organismos que se ven favorecidos en estas condiciones son los de vida corta y elevada tasa de reproducción, de los que son un buen ejemplo las diatomeas. En aguas con escasa turbulencia predominan organismos que, como los dinoflagelados, disponen de mecanismos capaces de generar movimientos que rompan los gradientes de nutrientes que se pueden formar en las proximidades de sus envueltas celulares. (MARGALEF, 1981).

Esta energía física degradada sobre la que descansa la producción en el ecosistema acuático, tiene su equivalente en tierra. El viento y la radiación ponen en juego mecanismos de evapotranspiración que son tan necesarios para el movimiento ascensional de los nutrientes como lo eran los afloramientos o la mezcla vertical en los ecosistemas acuáticos.

Puede establecerse una estrecha relación entre la producción vegetal terrestre y la cantidad de energía invertida en evapotranspiración. Naturalmente hablamos aquí de la evapotranspiración real y no de la potencial que se ve limitada en muchas ocasiones por la falta de disponibilidad de agua. Esta relación es tan estrecha que muchos de los modelos de estimación de la producción primaria terrestre (LIETH & WHITTAKER, 1975) utilizan como estimador de base la evapotranspiración. También en este caso, en las zonas de mayor evapotranspiración se ven favorecidas las especies de rápido desarrollo, más estrategas de la r que de la K, frente a las de crecimiento lento que se ven favorecidas en ambientes con menor evapotranspiración. Baste pensar, como ejemplo, en la rapidez de crecimiento de un bosque de *Eucaliptus* frente a la lentitud del bosque mediterráneo.

TRANSPORTE VERTICAL DE NUTRIENTES

Estos dos fenómenos que acabamos de comentar, la turbulencia en los ecosistemas acuáticos y la evapotranspiración en los terrestres, generan mecanismos ascensionales de los nutrientes que tienden, por efecto de la gravedad, a acumularse en el sedimento y en el suelo respectivamente. La ascensión en los vegetales terrestres se hace por caminos bien definidos: los vasos conductores, que se localizan en el interior de las estructuras de la propia planta.

La madera con una tasa de renovación de decenas o cientos de años, no juega el mismo papel que, por ejemplo, las hojas que se renuevan anualmente en los caducifolios o cada 3-5 años en los perennifolios y en las coníferas de nuestras latitudes.

De la producción neta anual de nuestros bosques las dos terceras partes se invierten en madera que aumenta así la estructura del bosque, y sólo un tercio se contabiliza como producción de hojas y otros órganos fotosintetizadores. La madera es, por lo tanto, más un elemento de consumo que de producción y, si lo consideramos de este modo, se reduce la diferencia más importante que existe en la organización de los ecosistemas acuáticos y terrestres, a saber, la proporción entre la biomasa de los elementos productores y la de los consumidores, que es baja en el agua y más elevada en tierra.

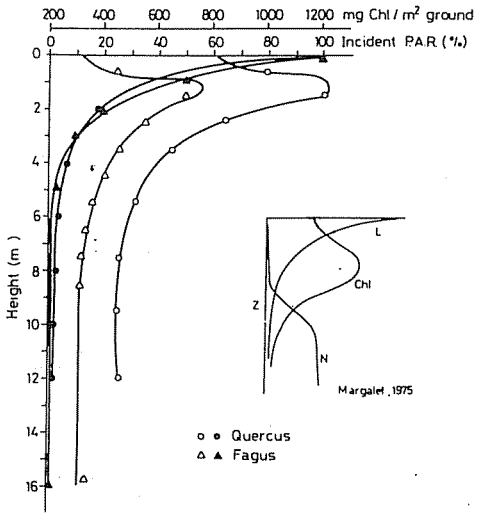


Figura 1. Distribución vertical de la clorofila total y de la radiación fotosintéticamente activa en un encinar y un hayedo del Montseny (Barcelona). Como comparación se incluye el modelo general para los sistemas acuáticos propuesto por MARGALEF (1975).

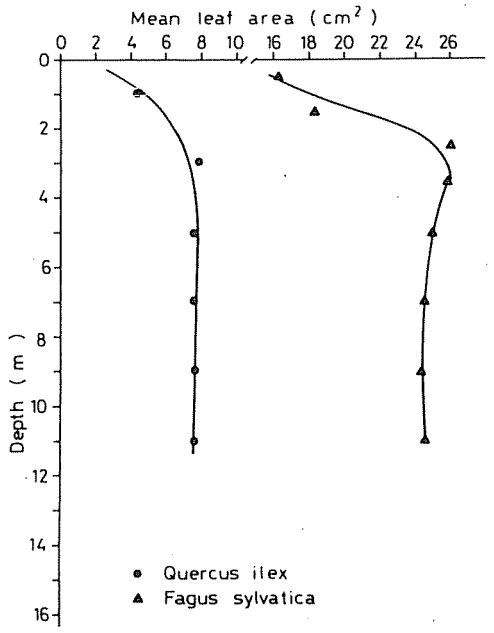


Figura 2. Distribución vertical de la superficie media de las hojas de haya y encina en el Montseny (Barcelona).

RADIACION INCIDENTE Y DISTRIBUCION DE LA CLOROFILA

El análisis comparado de la distribución de la clorofila en un encinar y en un hayedo del Montseny pone de manifiesto una estructura vertical que, en lo fundamental, es común a ambos bosques. Una característica de esta distribución es el máximo subsuperficial de clorofila que divide el conjunto de la bóveda forestal en dos estratos. De una parte la capa superficial de un metro de espesor (94 cm. en el encinar y 113 en el hayedo en el mes de agosto) y de otra la capa inferior que se extiende prácticamente hasta el suelo (fig.1).

Casi la mitad de la superficie foliar total del bosque se dispone en esta capa superficial y la superficie media de las hojas de esta capa es notablemente menor que las de las hojas de los estratos inferiores (fig. 2) lo que de acuerdo con HORN (1971) y GIVNISH (1979) se interpreta como una adaptación a condiciones de alta iluminación. Puesto que la intensidad de la radiación es elevada, la cantidad de clorofila presente en las hojas de este nivel debe ser independiente de la misma, ya que se encuentra en exceso. A partir del nivel en el que la radiación ha sido atenuada hasta el punto de que los fotosistemas dejan de estar saturados, la cantidad de clorofila presente en la hoja se relaciona más estrechamente con la intensidad de la radiación fotosintéticamente activa incidente (PAR fig. 3). El resultado es que, si integramos la cantidad total de clorofila presente en una columna del bosque, se produce una distribución vertical con un máximo subsuperficial semejante a la distribución característica de los ecosistemas acuáticos (fig. 1).

El hecho de que las hojas del nivel superior sean de menor tamaño es otra manifestación de las estrechas adaptaciones del bosque para captar la luz. Las hojas superficiales, de pequeño tamaño, tienen sentido sólo en la parte más elevada donde la tasa de fotones incidentes es alta y los centros

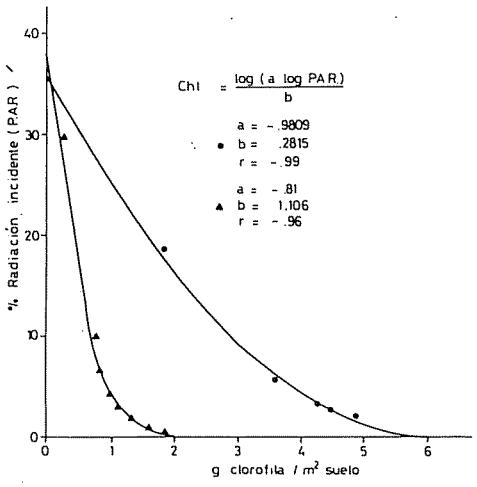


Figura 3. Relación entre la cantidad de clorofila a + b y el porcentaje de la radiación incidente que alcanza a cada punto del perfil vertical de un encinar y un hayedo en el Montseny. La relación deja de ser válida para porcentajes superiores al 36 y 39 por ciento respectivamente, que corresponde al nivel de saturación de los fotosistemas.

activos de los fotosistemas tienen gran probabilidad de ser alcanzados a la vez que posibilitan la exposición de mayor superficie foliar a la luz intensa sin producir una excesiva atenuación de la misma. A medida que descendemos en la copa y la radiación se hace menos intensa, no tiene sentido mantener tanta cantidad de clorofila (una molécula metabólicamente cara) en las hojas ya que la probabilidad de que sus centros activos sean alcanzados por los fotones, cada vez menos frecuentes, disminuye. Es más interesante disponer superficies laminares mayores, o lo que es lo mismo, hojas más grandes, para asegurarse la posibilidad de interceptar la luz. Importa más extender la clorofila presente que aumentar la cantidad de la misma. Es la misma estrategia que podemos observar en comunidades acuáticas y que viene representada por el caso de las grandes *Luminaria* en un extremo ya que disponen toda su clorofila en un plano paralelo a la superficie y en el otro extremo por las pequeñas clorofíceas fitoplanctónicas que llegan a mantener mayores cantidades de clorofila en una columna de agua, permitiendo una mayor penetración de la luz.

Y aún hay más: en cualquier ecosistema se manifiesta una tendencia en el sentido de aumentar la producción por unidad de energía utilizada lo cual, es otra manifestación del retardo en el empleo de la energía. En los ecosistemas acuáticos la capa superficial de agua es la más productiva. También es la que recibe y degrada mayor cantidad de energía porque además de la luz que se absorbe en los primeros metros, los vientos y el calor ponen en juego mecanismos que resultan imprescindibles para la circulación de nutrientes y para la vida. HUTCHINSON (1941) al modelizar el metabolismo intermediario de los lagos estratificados encuentra que esta primera capa, que se corresponde de cerca con el epilimnion, sigue pautas de funcionamiento diferentes de las que siguen las capas inferiores debido al exceso de energía que éstas reciben en forma de materia órganica.

En un ecosistema forestal no puede hablarse de turbulencia en el mismo sentido con que lo hacemos en un embalse o en un lago, dada la presencia de estructuras rígidas. Bien es verdad que existen diferencias importantes en la difusión de calor o de gases como el CO_2 en condiciones de calma y con fuerte viento, pero las hojas de los árboles tienen una escasa capacidad de movimiento y ocupan posiciones casi permanentes si se las compara con las células del fitoplancton. Ahora bien, existen otros mecanismos de degradación de la energía en la capa superior de la bóveda forestal. La transpiración más elevada y el calentamiento de las hojas en esta zona superior son dos de ellos y por ello también a este nivel la producción es más elevada (al igual que sucedía en el lago) porque el bosque dispone la mitad de su superficie foliar y más de la mitad de la clorofila en esta capa (figs. 1 y 2).

BIBLIOGRAFIA

GIVNISH, T. 1979. On the adaptative significance of leaf form in: *Topics in plant population biology*, SOLBRIG *et. al.* (eds.). Columbia University Press. págs: 375-407.

GRACIA, C. en prensa. Vertical structure of the forest: mechanisms of light interception and chlorophyll content in leaves. *Forest Science.*

HORN, H.S. 1971. *The adaptative geometry of trees.* Princeton Univ. Press. 144 págs.

HUTCHINSON, G.E. 1941. The mechanisms of intermediary metabolism in stratified lakes. *Ecological monographs*, 11 (1): 23-60.

LIETH, H. & WHITTAKER, R.H. (eds.). 1975. *Primary productivity of the biosphere.* Springer Verlag, New York. 339 págs.

MARGALEF, R. 1975. Diversity, stability and maturity in naturel ecosystems. In: *Unifying concepts in Ecology.* VAN DOBBEN & LOVE-MC CONELL (eds.). Dr. W. Junk The Hague. págs. 151-160.

1981. La Biosfera entre la termodinámica y el juego. Omega. Barcelona. 236 págs.

Crecimiento y actividad de las bacterias fotosintéticas del azufre en relación con gradientes físico-químicos en ecosistemas acuáticos

Emilio Montesinos

Departamento de Microbiología. Facultad de Ciencias e Instituto de Biología Fundamental
Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra (Barcelona) España.

SUMMARY

GROWTH AND ACTIVITY OF PHOTOTROPHIC SULFUR BACTERIA ACROSS PHYSICO-CHEMICAL GRADIENTS IN NATURE.

Growth of phototrophic bacteria in the presence of physico-chemical gradients in lakes is characterized by the formation of plates up to 10^7 cells/ml. Physiological activity of *Chromatium minus* and *Chlorobium phaeovibrioides* across fine vertical profiles in Cisó (Girona, NE Spain) and Cullera (Valencia, E Spain) lakes was studied by means of photoassimilation of $^{14}CO_2$, specific pigment content, ultrathin sections and size frequency distribution of the cells.

Bacterial populations grow actively only in the upper part of the plate. In depths with the maximum bacterial concentration, very low levels of photosythesis and growth take place, due to the strong self-shading effect. A model on the development of plates is discussed in relation to water density and light gradients.

INTRODUCCION

El crecimiento de las bacterias fotosintéticas en los ambientes acuáticos está primariamente determinado por la energía luminosa disponible y su naturaleza espectral, así como por la concentración de sulfhídrico que es utilizado como donador de electrones en la fotosíntesis (TRUPER & GENOVESE, 1968; PARKIN & BROCK, 1980). Típicamente forman láminas de 10^6 a 10^8 cel/ml a profundidades donde desaparece la luz y existe sulfhídrico, generalmente por debajo del punto de compensación entre producción y respiración de las algas (TAKAHASHI & ICHIMURA, 1968).

El interés de este trabajo se ha centrado en la ecofisiología de las bacterias fotosintéticas del azufre y su crecimiento en ecosistemas acuáticos anaeróbicos y el propósito más concreto ha sido analizar el crecimiento y actividad de dichas poblaciones cuando se desarrollan en presencia de fuertes gradientes de luz y sulfhídrico. Se han aplicado técnicas que permiten determinar el estado fisiológico de las células, principalmente mediante la fotoincorporación de radioisótopos y el análisis de la distri-

bución de frecuencias de los tamaños celulares con el contador de Coulter.

MATERIAL Y METODOS

ZONA DE ESTUDIO

Se han estudiado dos lagos que poseen densas poblaciones de bacterias fotosintéticas del azufre durante todo su ciclo anual. La laguna de Cisó es holomíctica anaeróbica y está situada en la zona cárstica de Banyoles (Girona) (GUERRERO & ABELLA, 1978). El lago de Cullera es un estuario que posee agua marina anaeróbica en el fondo (Cullera, Valencia) y ha sido utilizado a efectos comparativos en este trabajo (Datos sin publicar).

TECNICAS DE MUESTREO

Las muestras se tomaban durante el mediodía solar siguiendo un perfil vertical sobre el punto de máxima profundidad de cada estación.

Las profundidades de muestreo se establecían después de determinar la situación precisa de las bacterias fotosintéticas con un turbidímetro y las muestras se obtenían con una bomba peristáltica manual (WAB modelo LPA-2) para minimizar la exposición a la luz y al oxígeno, y con el fin de realizar una toma precisa.

ANALISIS FISICO-QUIMICOS

La energía luminosa se determinaba a cada profundidad con un radiómetro Crump modelo 550 que utilizaba un fotodiodo sumergible sensor de cuantos. La conductividad y la temperatura se analizaban con un aparato YSI modelo 33 (Yellow Spring Instruments). Los análisis químicos de sulfhídrico, alcalinidad y sulfatos se realizaban según GOLTERMAN *et al.* (1973).

RECUENTO MICROSCOPICO DIRECTO DEL NUMERO DE BACTERIAS

El recuento directo de bacterias se ha realizado sobre filtros Nuclepore de 0,2 μm de poro según la técnica de HOBBIE *et al.* (1977) utilizando como fluorocromo el anaranjado de acridina. Las bacterias se contaban con un microscopio Olympus BH a 1.250 X. Se realizaba un análisis estadístico de 30 campos por filtro escogidos al azar.

RECUENTO ELECTRONICO DE PARTICULAS

Se utilizó un contador de Coulter modelo ZB equipado con tubos de 19 y 30 μm de apertura que permiten cuantificar partículas de un volumen esférico equivalente entre 0,05 y 50 μm^3. El electrolito utilizado era Isoton, y el aparato se calibraba con esferas de latex de 4,18 y 15,10 μm^3. Los resultados se corregían teniendo en cuenta la coincidencia.

ACTIVIDAD FOTOSINTETICA

Se determinaba mediante la incorporación de radioisótopo $^{14}CO_2$. A cada botella de 25 ml de muestra se le añadían 10 microcuries de $NaH-^{14}CO_2$ incubando cada pareja de botellas (una transparente y otra oscura) a la profundidad original de la que procedía la muestra. Después de 30 minutos de incubación, ésta se interrumpía al introducir las botellas en hielo y en la oscuridad e inmediatamente se procedía a filtrar 15 ml a través de filtros de membrana Sartorius de 0,45 micras de poro. Para la eliminación del isótopo no asimilado se depositaba el filtro en un vial de centelleo con 0,2 ml de HCl 2N. Posteriormente se añadían 8 ml de líquido de centelleo Handifluor (Mallinckrodt Inc.), se medía la radioactividad con un contador Nuclear Chicago modelo Unilux II y los resultados se corregían para el amortiguamiento mediante estandarización interna. La producción se calculaba teniendo en cuenta la alcalinidad total, conductividad y

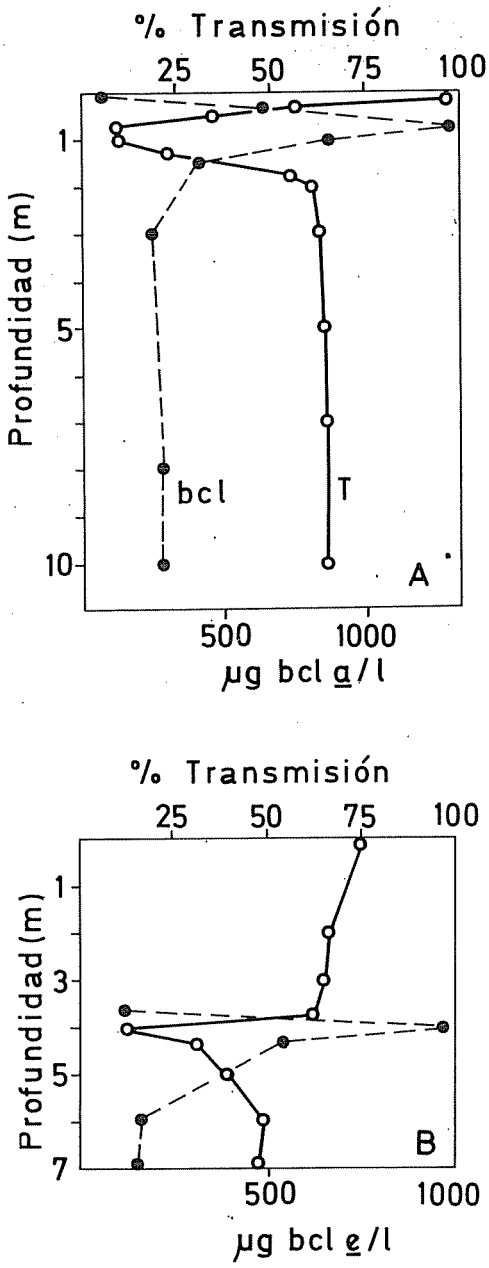


Figura 1. Distribución vertical de la turbidez (porcentaje de transmisión respecto al aire) y de la concentración de bacterioclorofilas en Cisó durante el día 28.8.81 (A) y en Cullera el día 31.6.81 (B).

pH (VOLLENWEIDER, 1974). La actividad fotosintética específica se obtenía refiriendo los valores de producción a la concentración de proteínas determinada por el método del azul de Coomassie (BRADFORD, 1976).

RESULTADOS

DISTRIBUCION VERTICAL DE LAS POBLACIONES

Las bacterias fotosintéticas del azufre desarrollan densas poblaciones en lagos holomícticos anaeróbicos (Cisó) y en lagos meromícticos o estuarios que presentan sulfhídrico en las capas profundas (Cullera). En condiciones óptimas forman láminas con concentraciones de células que llegan hasta 10^8 cel/ml dando lugar a capas de agua turbia coloreada de intensos tonos rosados, marrones o verdes dependiendo de la composición de especies.

La situación y forma precisa de dichas capas en el perfil vertical de los diferentes lagos se ha estudiado mediante perfiles turbidimétricos. En este trabajo se ha utilizado un turbidímetro vertical sumergible de diseño y construcción propia (MONTESINOS, 1982). En la figura 1 se representan los perfiles turbidimétricos (expresados en porcentaje de transmisión respecto al aire) en la laguna de Cisó (28.8.81) y en Cullera (31.6.81) durante la formación de láminas bacterianas. Las distribuciones verticales muestran una típica asimetría, presentando una pendiente brusca en la parte superior y una disminución exponencial suave en profundidad.

En general existen dos tipos de distribución vertical de las poblaciones bacterianas dependiendo de la presencia de gradientes fisicoquímicos verticales. En la laguna de Cisó, cuando no existen gradientes, durante la holomixis, las células se distribuyen uniformemente por toda la columna de agua debido a la mezcla térmica y a la uniformidad de los parámetros fisicoquímicos como consecuencia de la entrada de agua freática por el fondo. Dicha distribución puede apreciarse en Cisó durante el invierno

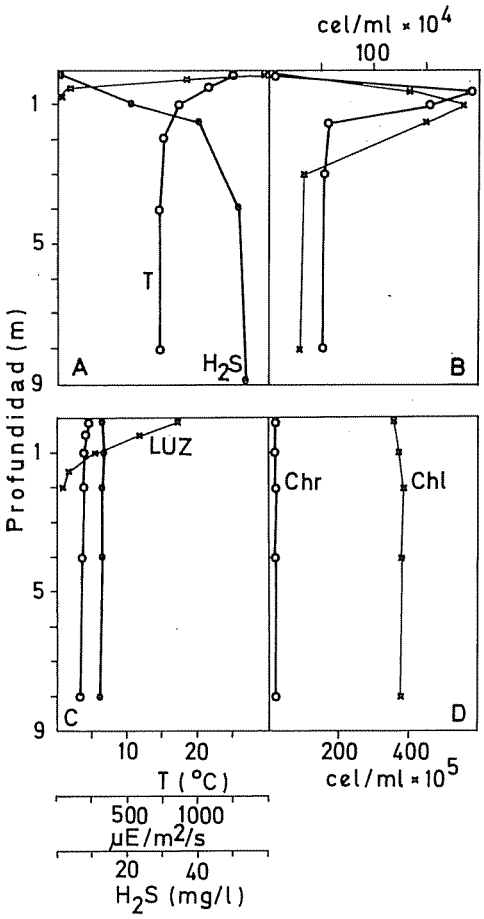


Figura 2. Distribución vertical de los parámetros fisicoquímicos: temperatura, concentración de sulfhídrico, energía luminosa (A, C) y número total de *Chromatium* y *Chlorobium* (B, D) durante un día de verano (28.8.81) (parte superior) e invierno (16.2.81) (parte inferior).

(véase la figura 2) en que la temperatura, H_2S y conductividad son columnares. Si existen gradientes fisicoquímicos, bien porque se trate de lagos meromícticos o estuarios, o bien en lagos holomícticos anaeróbicos como Cisó durante la estratificación térmica estival (véase la figura 2) las poblaciones se distribuyen formando láminas que reflejan el delicado balance de condiciones requerido para su crecimiento óptimo: suficiente luz, H_2S y un fuerte gradiente térmico o químico.

TABLA I. Distribución vertical de la energía luminosa, biomasa y actividad fotosintética específica de las poblaciones bacterianas fotosintéticas de la laguna de Cisó (28.8.81).

Profundidad (m)	Irradiancia cuantica (uE/m² seg)	Biovolumen (mm³/ml)	Actividad fotosintética (ug C/mg prot. h)
0,25	850	2,75	169,1
0,60	25	7,81	94,7
0,75	1	12,50	44,7
1,00	0,25	6,32	2,4
3,00	0,01	3,75	5,2
8,00	-	3,22	10,1

Durante la formación de estas láminas y como resultado de la elevada densidad poblacional existe un fuerte gradiente de luz cercano a la superficie (coeficiente de extinción global de la luz, $n = 7{,}2\ m^{-1}$). En el punto de máxima concentración bacteriana donde se acumula *Chromatium minus* (0,75 m.) la irradiancia cuántica es menor de 1 microeinstein/m² seg. (mientras que en la superficie es de 1.000 a 1.500 $\mu E/m^2$ seg.), condiciones en las que no existe crecimiento fototrófico en cultivos puros de laboratorio de *C. minus* o de *Chlorobium* sp. (Datos no publicados).

DISTRIBUCION VERTICAL DE LA ACTIVIDAD FOTOSINTETICA

En la tabla I se exponen los resultados de las distribuciones verticales de energía luminosa y de la biomasa (fotosintética (en mm^3/ml) respecto de la actividad de fotoasimilación de CO_2. Se puede apreciar una discordancia entre la profundidad de acumulación de la biomasa (0,75 m.) y los niveles

TABLA II. Características de las distribuciones de tamaño de la población de *Chromatium minus* a lo largo del perfil vertical en la laguna de Cisó.

Profundidad (m)	Tamaño medio (μm^3)	Desviación típica	Coeficiente de sesgo	Curtosis
0,60	14,667	4,077	0,560	3,188
1,00	14,667	4,038	0,625	3,236
3,00	12,797	4,283	0,700	3,649

TABLA III. Características de las distribuciones de tamaños de la población de *Chlorobium phaeovibrioides* a lo largo del perfil vertical, en la laguna de Cullera.

Profundidad (m)	Tamaño medio (μm^3)	Desviación típica	Coeficiente de sesgo	Curtosis
3,75	0,225	0,094	0,625	2,272
4,25	0,179	0,084	0,970	4,014
6,00	0,158	0,071	1,164	4,612
7,00	0,113	0,047	1,426	6,210

donde se detecta la máxima fotoasimilación (0,25 m.). La actividad fotosintética está bien correlacionada con la disponibilidad de energía de manera que los valores máximos se obtienen por encima de la lámina de bacterias (donde son 4 veces superiores a las del punto de máxima biomasa) como consecuencia del fuerte efecto de autosombreado de las células.

DISTRIBUCION VERTICAL DE LAS DISTRIBUCIONES DE TAMAÑOS DE LAS CELULAS

Simultáneamente con los experimentos de fotoincorporación de $^{14}CO_2$ se ha aplicado la técnica de análisis de la distribución de frecuencias de los tamaños celulares con el contador de Coulter (ZARITSKY & PRITCHARD, 1973). La técnica se basa en que existe una relación directa entre la velocidad de crecimiento de un microorganismo y su tamaño medio. En la población de *C. minus* en Cisó se aprecian distribuciones de tamaños que indican un decrecimiento progresivo del tamaño medio de las células por debajo de la capa de máxima concentración de células ($x = 14,67\ \mu m^3$ a 0,6 m. y de $12,79\ \mu m^3$ a 3 m.) y un aumento de la curtosis de dichas distribuciones con la profundidad (curtosis, c = 3,18 a 0,6 m. y 3,65 a 3 m.) (véase la tabla II). En Cullera la población de *Chlorobium phaeovibrioides* muestra diferencias mucho más claras a medida que aumenta la profundidad (véase la tabla III). Por encima de la capa de máxima concentración de células, el tamaño medio celular es de $0,225\ \mu m^3$ y las distribuciones son platicúrticas (c = 2,73) mientras que por debajo las células disminuyen de tamaño ($0,158\ \mu m^3$ a 6 m. y $0,113\ \mu m^3$ a 7 m.) y las distribuciones son cada vez más leptocúrticas (c = 6,21 a 7 m.) indicando una progresiva disminución de la actividad de crecimiento con la profundidad.

DISCUSION

Los resultados presentados en este trabajo indican que las poblaciones bacterianas fotosintéticas que se desarrollan en Cisó y Cullera están activamente creciendo en la parte superior de la lámina y prácticamente no existe crecimiento ni fotosíntesis en el punto de máxima acumulación de bacterias y por debajo de éste. Las elevadas concentraciones de *Chromatium* y de *Chlorobium* atenúan fuertemente la penetración de la luz de modo que la energía luminosa que reciben en profundidades donde se detecta la máxima concentración de células puede ser inferior a $1\ \mu E/m^2$ seg, valor por debajo del cual no existe crecimiento fotosintético en el laboratorio.

Se observa por lo tanto una discordancia entre las profundidades donde se registra el máximo crecimiento y actividad, y la zona de acumulación de las células. Dicha acumulación tiene lugar en la quemoclina, situación permanente en lagos meromícticos y estuarios (CULVER & BRUNSKILL, 1969; GORLENKO & LEVEBA, 1971; INDREBO *et al.* 1977) o en la termoclina en los lagos holomícticos anaeróbicos durante la estratificación térmica estival (COHEN *et al.*, 1977; GUERRERO *et al.*, 1980).

Tanto en Cisó como en Cullera, la máxima acumulación de biomasa se detecta en el punto medio del gradiente, lo cual permite pensar en que las células son frenadas en su proceso de sedimentación por un incremento en la densidad del agua siguiendo dicho proceso la ley de Stokes. Los resultados de la cinética de la biomasa y contenido específico de pigmentos fotosintéticos en la laguna de Cisó apoyan la hipótesis de que existe un proceso importante de sedimentación de las células durante la estratificación. En Cisó a profundidades en que no es posible un metabolismo fotosintético por falta de energía luminosa (por debajo de la lámina a 7 m. de profundidad) se observa una tasa de aumento de la biomasa de *Chromatium* de 0,021/días que es similar al observado en la parte superior de la lámina en donde el crecimiento es activo. Asimismo el contenido específico en bacteriocloroflilas en las células decrece con la profundidad indicando una degradación de las estructuras fotosintéticas (MONTESINOS, 1982). Dicha degradación es también apreciable en cortes ultrafinos de *Chromatium* examinados con el microscopio electrónico de transmisión (ESTEVE *et al.*, 1980).

Sin embargo en las células de la capa superior (desde la superficie hasta la capa de máxima concentración de células) no se detectan cambios fisiológicos ni ultraestructurales. En este sentido es evidente que las células de *Chromatium* situadas por encima del punto medio del gradiente están sometidas a una iluminación homogénea que consiguen gracias a su movilidad mediante procesos de fototaxis y quimiotaxis, proceso que viene favorecido por la presencia de un gradiente fisicoquímico que actúa como freno de la tendencia normal de sedimentación de las células en un ambiente sin turbulencia.

BIBLIOGRAFIA

BRADFORD, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.*, 72: 248-254.

COHEN, Y.; KRUMBEIN, W.E. & SHILO, M. 1977 Solar Lake (Sinai). 3. Bacterial distribution and production. *Limnol. Oceanogr.*; 22: 621-634.

CULVER, D.A. & BRUNSKILL, G.D. 1969. Fayetteville Green Lake. Studies of primary production and zooplankton in a meromictic marl lake. *Limnol. Oceanogr.*; 14: 862-873.

ESTEVE, I.; MONTESINOS, E.; ABELLA, C. & GUERRERO, R. 1980. Changes in the ultraestructure of the purple sulfur bacteria *Chromatium minus* depending on the variation of light in a natural habitat. *Electron Microscopy*, 2: 456-457.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. (eds.). 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters.* Blackwell Oxford, 2a. ed.

GORLENKO, V.M. & LEVEBA, G.V. 1971. Vertical distribution of photosynthetic bacteria in the Kononier lake in the Mari, USSR. *Microbiology*, 40: 651-652.

GUERRERO, R. & ABELLA, C. 1978. Dinámica espacio-temporal de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en una laguna anaerobia de aguas sulfurosas. *Oecol. Aquatica*, 3: 193-205.

GUERRERO, R.; MONTESINOS, E.; ESTEVE, I. & ABELLA, C. 1980. Physiological adaptation and growth of purple and green sulfur bacteria in a meromictic as compared to a holomictic lake. *Developments in Hydrobiology*, 3: 161-171.

HOBBIE, J.E.; DALEY, R.J. & JASPER, S. 1977. Use of Nuclepore filter for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*; 33: 1.225-1.228.

INDREBO, G.; PENGERUD, B. & DUNDAS, I. 1979. Microbial activities in a permanently stratified stuary. I. Primary production and sulfate reduction. *Mar. Biol.*: 51: 295-304.

MONTESINOS, E. 1982. *Ecofisiología de la fotosíntesis bacteriana.* Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

PARKIN, T.B. & BROCK, T.D. 1980. Photosynthetic bacterial production in lakes: The effects of light intensity. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 711-718.

TAKAHASHI, M. & ICHIMURA, S. 1970. Photosynthetic properties and growth of photosynthetic sulfur bacteria in lakes. *Limnol Oceanogr.*: 15: 924-944.

TRÜPER, H.G. & GENOVESE, S. 1968. Characterization of photosynthetic sulfur bacteria causing red water in lake Faro (Messina, Sicily). *Limnol. Oceanogr.*, 13: 225-232.

VOLLENWEIDER, R.A. (ed.). 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments.* IBP Handbook No. 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

ZARITSKY, A. & PRITCHARD, R.H. 1973. Changes in cell size and shape associated with changes in the replication time of the chromosome of *Escherichia coli. J. Bacteriol.*, 114: 824-837.

Influencia del gradiente de luz en la fisiología de las bacterias fotosintéticas del azufre. Respuesta ultraestructural.

Isabel Esteve

Departamento de Microbiología. Facultad de Ciencias e Instituto de Biología Fundamental. Universidad Autónoma de Barcelona.

SUMMARY

THE INFLUENCE OF LIGHT GRADIENTS ON THE PHYSIOLOGY OF SULFUR PHOTOSINTHETIC BACTERIA. ULTRAESTRUCTURAL RESPONSE

Photosynthetic bacteria are able to maintain their metabolism active in deep waters with very low light intensities using materials accumulated in inclusions during previous photosynthetic activities. Cisó is a small, anaerobic, sulfur rich pond west of Banyoles lake (Girona, NE Spain). Due to the massive growth of the red sulfur photosynthetic bacterium *Chromatium minus*, water turns red during several times of the year.

Ultrastructural analysis of cells sampled at different depths in Cisó pond (therefore exposed to different light intensities) showed drastic changes in intracitoplasmic inclusions. Cells which were exposed to 0.01 % surface light intensity in the pond showed a marked increase in poly-B-hidroxybutyrate (PHB) granules and a parallel decrease in sulfur globules, suggesting photosynthetically accumulated glucogen is utilized and converted to PHB with intracellular sulfur as electron acceptor. On the other hand, pure *Thiocapsa roseopersicina* cultures (another red sulfur bacterium) grown at different, but constant light intensities in the laboratory, never showed changes in their intracytoplasmic inclusions. Instead, under light limiting conditions, they increased the size of their membrane system.

INTRODUCCION

Las bacterias fotosintéticas precisan para su crecimiento de la luz como fuente de energía y de compuestos reducidos de azufre (H_2S, S, tiosulfato) como fuente de poder reductor. No obstante, en los ambientes acuáticos en los que dichas bacterias crecen, la intensidad de la luz decrece exponencialmente al aumentar la profundidad, no llegando por lo general a las capas anóxicas profundas más del 1 al 0,01 % de la luz incidente en superficie. En cultivos puros de laboratorio, las bacterias fotosintéticas se adaptan a condiciones limitantes de luz, mediante modificaciones en su aparato fotosintético (BROCH-DUE & ORMEROD 1978; GOLECKI & OELZE 1980), y en el contenido pigmentario (TAKAHASHI *et. al.* 1972; PIERSON & CASTENHOLZ, 1974).

Tanto la fotosíntesis bacteriana como el metabolismo celular general a bajas inten-

sidades lumínicas, han sido investigados separadamente por diversos autores, y siempre a partir de cultivos puros (KONDRATIEVA *et. al.*, 1975; GORLENKO & KUSNETSOV, 1971). A pesar de ello se conoce muy poco acerca de ambos procesos y de las variaciones ultraestructurales resultantes en el habitat natural, donde además de la luz intervienen otros factores como la concentración de nutrientes, la temperatura y otros (MECHLER & OELZE, 1978; KAISER & OELZE, 1980).

En la laguna de Cisó se presentan a lo largo de todo el año, densas masas poblacionales de bacterias fotosintéticas que compiten entre sí por la luz y el sulfhídrico. El estudio de dicha laguna resulta particularmente interesante, ya que las capas de agua situadas por debajo de 1 m. de profundidad se encuentran privadas de la luz, debido al fuerte sombreado biológico que se produce por el crecimiento bacteriano de las capas superiores (MONTESINOS, 1983).

Las células de *Chromatium minus*, expuestas a estas condiciones presentan importantes alteraciones ultraestructurales a nivel de los gránulos de inclusión como gránulos de glucógeno (Glg) y poli-B-hidroxibutirato (PHB), resultado del metabolismo endógeno que presentan dichas células cuando crecen en ambientes pobremente iluminados.

El propósito de nuestra investigación ha sido el estudio ultraestructural de dos especies de Chromatiaceae: *Chromatium minus* y *Thiocapsa roseopersicina* (la primera procedente de la laguna de Cisó, y la segunda de un cultivo puro de laboratorio) expuestas durante su crecimiento a diferentes intensidades de luz, con el fin de poder interpretar el metabolismo del que se valen dichas células para mantener su nivel energético en condiciones en que no es posible el crecimiento fotosintético.

MATERIAL Y METODOS

AREA DE ESTUDIO

La laguna de Cisó es una pequeña masa de agua situada al oeste del lago de Banyoles (Girona, Spain). La laguna tiene una morfología rectangular de 457 m^2, un volumen de 2.334 m^3 y una profundidad máxima de 11 m. (GUERRERO & ABELLA, 1978). La laguna está rodeada de una vegetación densa que la protege del viento y dificulta la mezcla vertical de la columna de agua.

CULTIVOS CELULARES

Los cultivos de *Thiocapsa roseopersicina* se obtuvieron utilizando medio Pfennig (PFENNIG, 1965) con incubación a 25° y a 1.500 lux.

CARACTERIZACION MORFOLOGICA POR TINCION NEGATIVA

Se han utilizado básicamente dos colorantes: acetato de uranilo (AU) (WATSON, 1958) y ácido fosfotungstico (PTA) (HALL *et al.*, 1945), ambos en solución acuosa y alcohólica. En el primer caso se empleó AU al 1 °/o en agua destilada, o en etanol al 70 °/o y en el segundo PTA al 0,5 °/o en agua destilada, o en alcohol etílico al 70 °/o.

Para el examen de las muestras por microscopia electrónica de transmisión (TEM), un volumen de 0,01 ml era depositado sobre rejilla de 400 mesh cubierta con película de carbono durante 15 minutos, realizándose a continuación la tinción de la muestra durante dos minutos.

CARACTERIZACION MORFOLOGICA POR MICROSCOPIA ELECTRONICA DE BARRIDO (SEM)

Para el estudio morfológico bacteriano se hizo pasar un volumen de una muestra concentrada de agua a través de un filtro Nuclepore de 0,2 micras de diámetro de poro, con el fin de retener sobre el filtro los microorganismos de tamaño más pequeño. El filtro se hizo flotar durante 2 horas en glutaraldehido al 2,5 °/o tamponado con cacodilato o fosfato y a continuación se efectuaron una

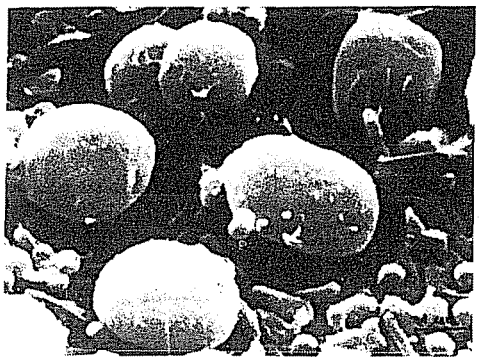


Figura 1. Micrografía electrónica de barrido de células de *Chromatium minus* (grandes) retenidas sobre filtro Nuclepore.

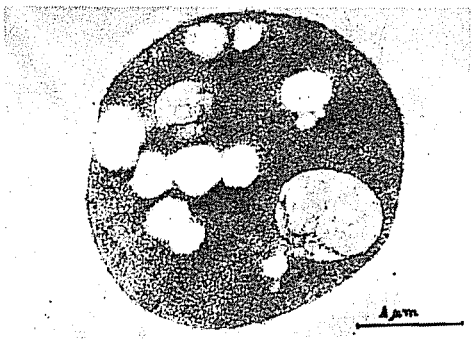


Figura 2. Sección ultrafina de *Chromatium minus*, mostrando las vesículas fotosintéticas. Las inclusiones de mayor tamaño corresponden a gránulos de PHB (blancos) y glóbulos de azufre (grises).

serie de lavados en tampón sin fijador de 15 minutos de duración, siempre dejando flotar el filtro en la disolución correspondiente. Las deshidrataciones se efectuaron en gradientes de etanol, y finalmente las muestras fueron secadas al punto crítico y sombreadas con oro.

SECCIONES ULTRAFINAS

Para el análisis ultraestructural se utilizó la técnica de RYTER & KELLENBERGER (1958). Para ello un sedimento celular obtenido por centrifugación de las muestras á 8.000 g. durante 15 minutos fue fijado con tetróxido de osmio y posteriormente endurecido con agar al 2 %, para ser lavado, deshidratado e incluido finalmente en araldítas.

Los cortes ultrafinos fueron teñidos con acetato de uranilo al 1 % en disolución alcohólica al 70 % y con citrato de plomo según la técnica de REYNOLDS (1963).

RESULTADOS

Las dos especies de bacterias fotosintéticas estudiadas, *Chromatium minus* y *Thiocapsa roseopersicina*, pertenecen a la familia Chromatiaceae, y presentan como características comunes, una morfología esférica ovoidal (fig. 1) y un sistema intracitoplasmático de membranas de tipo vesicular (fig. 2). Ambas especies se multiplican por escisión binaria y forman limos bajo condiciones especiales. Mientras que la primera es una especie móvil, la segunda es inmóvil y sus células en parejas o tétradas se rodean de una densa cápsula.

Experiencias de campo y de laboratorio efectuadas con *Chromatium* y *Thiocapsa*, demuestran que se producen variaciones ultraestructurales importantes cuando dichas bacterias crecen con intensidades limitantes de luz.

Thiocapsa roseopersicina, cuando crece en medio Pfennig a diferentes intensidades de luz (5, 45, 1.500 y 10.000 lux) muestra diferencias en el tamaño de las vesículas fotosintéticas de las células, diferencias que son significativas entre intensidades extremas, con tamaños mayores en células desarrolladas a 5 y 45 lux, y los menores a 10.000 lux. Las figuras 3 y 4 muestran las micrografías electrónicas correspondientes a dichas células cuando se encuentran expuestas a 5 y 10.000 lux respectivamente.

Por otra parte los estudios efectuados en *Chromatium minus* cuando crece en su habitat natural, prueban que las ma-

Figura 3. Sección ultrafina de células de *Chromatium minus* recibiendo una intensidad lumínica del 1-10 °/o de la luz incidente en superficie.

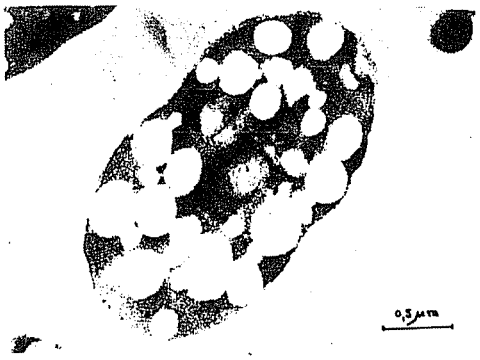


Figura 4. Sección ultrafina de *Chromatium minus* recibiendo el 0.01 °/o de la luz incidente en superficie.

Figura 5. Sección ultrafina de células de *Thiocapsa roseopersicina* crecidas con una intensidad de luz de 5 lux.

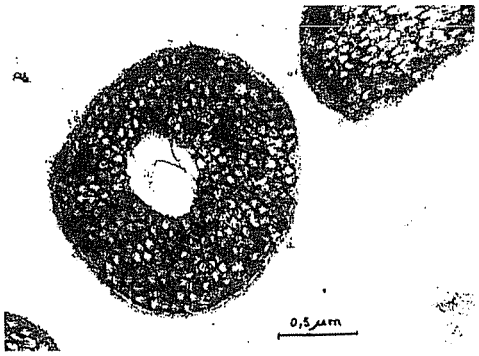


Figura 6. Sección ultrafina de células de *Thiocapsa roseopersicina* crecidas con una intensidad de luz de 10.000 lux.

yores diferencias ultraestructurales entre las células desarrolladas a diferentes intensidades de luz radican no tanto en el aparato fotosintético, como en los orgánulos de inclusión; lo que se debe probablemente, a que las células en su ambiente natural presentan movimientos verticales de desplazamiento en la columna de agua que impiden que éstas se encuentren a una intensidad de luz constante, como acontece en experiencias de laboratorio. De esta forma células de *Chromatium minus* que procedían de la laguna de Cisó al crecer a una intensidad lumínica entre el 1-10 °/o de la luz incidente en superficie, muestran los glóbulos de azufre bien conformados y escasas inclusiones de glucógeno y poli-B-hidroxibutirato (fig. 5). Las mismas células al desarrollarse a una intensidad lumínica del 0,01 °/o de la luz incidente en superficie, muestran los glóbulos degradados y abundantes inclusiones de PHB (ESTEVE *et al.*, 1980) (fig. 6).

Los mismos cambios ultraestructurales han sido observados también en las células de *Chromatium* procedentes de las lagunas de Estanya (Huesca) y Cullera (Valencia), en

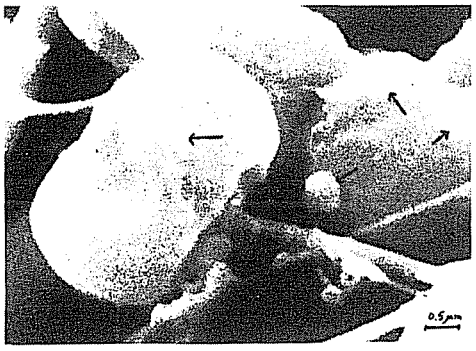


Figura 7. Micrografía electrónica de barrido mostrando células epibiontes sobre *Chromatium minus* (flechas).

Figura 8. Sección ultrafina de *Chromatium minus*, presentando varias células epibiontes en división.

las que no se observaron diferencias significativas en el tamaño de las vesículas fotosintéticas. Tan solo se apreciaron, en este caso, cambios ultraestructurales importantes en las células que crecen en ausencia absoluta de luz, en las que aparecen unas estructuras tubulares en sustitución de las vesículas fotosintéticas.

Con anterioridad se ha señalado la importancia de las variaciones en la intensidad de la luz en la ultraestructura bacteriana. El estudio de dicho efecto ha servido además para poner de manifiesto la presencia de epibiontes que en ocasiones presentan morfología esférica (0,6 micras) y en otras bacilar ligeramente curvada (0,3 x 0,6 micras) y que dependen de la célula huésped *Chromatium minus* para su reproducción. (figs. 7 y 8).

DISCUSION

Las bacterias fotosintéticas en sus habitats naturales están sujetas diariamente a períodos de carencia de luz. Las carentes de fuente de energía externa dependen de un metabolismo endógeno, es decir de sustancias intracelulares capaces de proporcionar la energía requerida para su propio mantenimiento. El papel que el metabolismo endógeno representa para la supervivencia ha sido ampliamente estudiado (DAWES, 1976; BREZNAK *et al.*, 1978). Normalmente las reservas celulares, carbohidratos y PHB, son los primeros sustratos para el metabolismo endógeno. Existe entre las bacterias gran variedad en cuanto a su capacidad para resistir el *"stress"* metabólico, aunque parece existir una correlación entre metabolismo endógeno y supervivencia.

La respuesta fisiológica que experimentan las bacterias fotosintéticas cuando viven privadas de la luz difiere para los distintos grupos. Experimentos efectuados en células de *Rhodospirillum rubrum*, prueban la capacidad de dichas bacterias de obtener energía a partir de la fermentación de los materiales intracelulares de reserva cuando son transferidas desde unas condiciones de aerobiosis a otras de anaerobiosis en completa oscuridad. Los productos obtenidos de la fermentación del piruvato son: acetato, propionato, formato y CO_2 (SHON & VOELSKOW, 1976).

También las bacterias verdes del azufre (Chlorobiaceae) realizan en la oscuridad un proceso fermentativo. En este caso la poliglucosa acumulada en forma de rosetas internas durante el crecimiento fotosintético, es fermentada en la oscuridad, para dar principalmente: acetato, caproato y succinato (SIREVAG & ORMEROD, 1977). No obstante los productos obtenidos de la poliglucosa en presencia de luz y en oscuridad son distintos, ya que en la oscuridad la

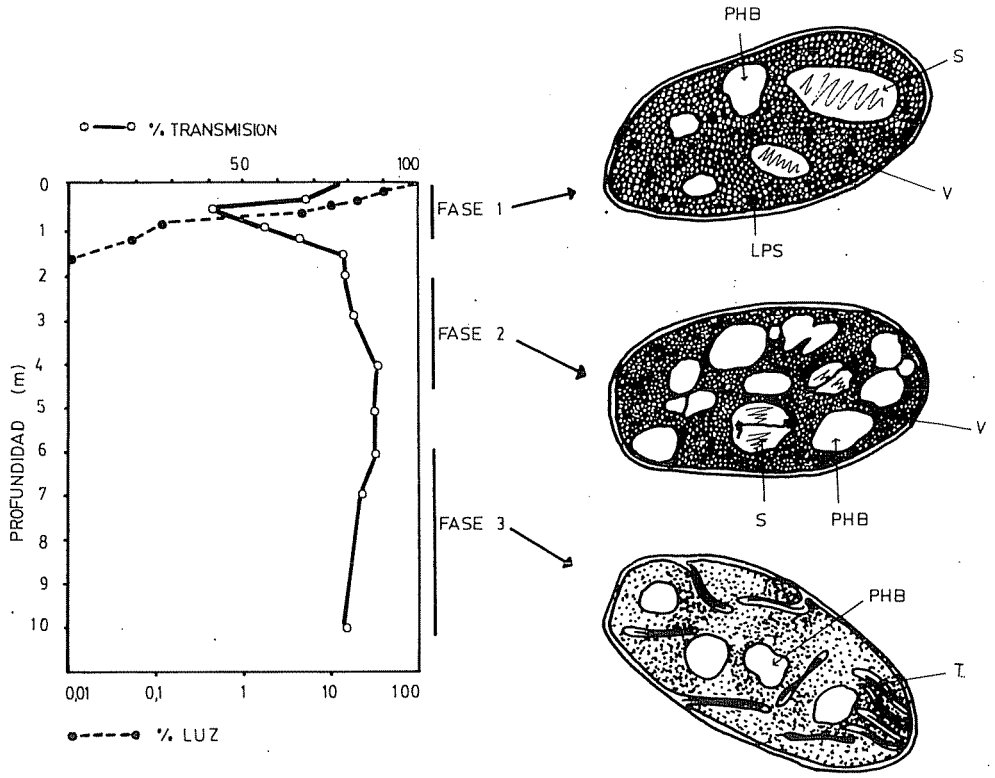


Figura 9. Variaciones en la ultraestructura de *Chromatium minus* en función de la intensidad de luz que reciben las células cuando crecen en su ambiente natural. Las fases 1 y 2, corresponden a intensidades lumínicas de 0,1 y 0,01 % respectivamente. La fase 3, corresponde al crecimiento en ausencia de luz. PHB = poli-B-hidroxibutirato. S = gránulos de azufre. V = vesículas intracito-plasmáticas. LPS = Glicopolisacárido. T = túbulos.

poliglucosa sirve como fuente de energía, mientras que en presencia de luz proporciona poder reductor.

La capacidad por parte de las bacterias rojas del azufre (Chromatiaceae) para utilizar reservas endógenas o piruvato anaerobicamente en la oscuridad fue observada por KOHLMILLER & GEST (1957). No obstante, desde entonces se ha avanzado poco en la respuesta metabólica de este grupo de bacterias.

Los experimentos anteriormente expuestos prueban que cuando las células de *Chromatium minus* se encuentran creciendo a una intensidad de luz del 0,01 % de la luz incidente en superficie, presentan un incremento muy notable en gránulos de PHB y glóbulos de azufre degradados.

El acúmulo de PHB puede ser interpretado en este caso como resultado del metabolismo endógeno de las células cuando se encuentran en condiciones limitantes de luz o en completa oscuridad. No obstante, el proceso por el que se acumula PHB es aquí distinto al descrito para *Rhodospirillum rubrum*, por tratarse no de un proceso fermentativo, sino de una respiración endógena en la que el glucógeno acumulado durante el proceso fotosintético es transformado en PHB, mediante la reducción del

azufre intracelular, que es a su vez convertido en H_2S. Esta hipótesis estaría de acuerdo con los resultados obtenidos por VAN GEMERDEN (1968) al demostrar que las células de *Chromatium vinosum* cepa D desarrolladas en cultivos puros, eran capaces de degradar el glucógeno acumulado en presencia de luz, utilizando el azufre intracelular como aceptor de electrones (VAN GEMERDEN & BEEFTING, 1978 y BEEFTING & VAN GEMERDEN, 1979).

Por otra parte células de *Thiocapsa roseopersicina*, desarrolladas a diferentes intensidades lumínicas no mostraron cambios considerables en las inclusiones citoplasmáticas, debido a que el crecimiento en cultivos puros es rápido, y a que la intensidad de luz fue en cada caso constante, por lo que las células permanecieron poco tiempo expuestas a condiciones limitantes de luz.

La figura 9 representa una interpretación esquemática de los resultados obtenidos a nivel ultraestructural, con el fin de establecer una hipótesis que permita la interpretación fisiológica de los mecanismos de adaptación metabólica de los que se valen las bacterias fotosintéticas del azufre en condiciones limitantes de luz.

BIBLIOGRAFIA

BEEFTING, H.H. & VAN GEMERDEN, H. 1979. Actual and potential rates of substrate oxidation and product formation in continuous cultures of *Chromatium vinosum*. *Arch. Microbiol*, 121: 161-167.

BREZNAK, J.A.; POTRIKUS, C.J.; PFENNIG, N. & ENSIGN, J.C. 1978. Viability and endogenous substrate used during starvation survival of *Rhodospirillum rubrum*. *J. Bacteriol.*, 134: 381-388.

BROCH-DUE, M. & ORMEROD, J.G. 1978. Isolation of a Bchl *c* mutant from *Chlorobium* with Bchl *d* by cultivation at low light intensity. *FEMS Microbiology letters*, 3: 305-308.

DAWES, E.A. & SENIOR, P.J. 1973. The role and regulation of energy reserve polymers in microorganisms. *Adv. Microb-Physiol.*, 10: 135-266.

ESTEVE, I.; MONTESINOS, E.; ABELLA, C. & GUERRERO, R. 1980. Changes in the ultraestructure of the purple sulfur bacteria *Chromatium minus* depending on the variation of light in a natural habitat. *Electron microscopy*, 2: 456-457.

GOLECKI, J.R. & OELZE, J. 1980. Differences in the architecture of cytoplasmic and intracytoplasmic membranes of three chemotrophycally and phototrophically green species of the Rhodospirillaceae. *J. Bacteriol.*, 44: 781-788.

GORLENKO, V.M. & KUZNETSOV, S.I. 1971. Vertical distribution of Photosynthetic bacteria in lake Kononer Maviys Loy, ASSER. *Mikrobiologiya*, 40: 746-752.

GUERRERO, R. & ABELLA, C. 1978. Dinámica espacio-temporal de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en una laguna anaerobia de aguas sulfurosas. *Oecol. aquat.*, 3: 193-206.

HALL, C.E., JAKUS, M.A. & SCHMITT, F.O. 1945. The structure of certain muscle fibrils as revealed by the use of electron stains. *J. Appl. Phys.*, 16: 459-463.

KAISER, P. & OELZE, J. 1980. Temperature dependence of membrane-bound enzymes of the metabolism in *Rhodospirillum rubrum* and *Rhodopseudomonas sphaeroides*. *Arch. Microbiol.*, 126: 195-200.

KOHLMILLER E.F. & GEST, H. 1957. A comparative study of the light and dark fermentation of organic acids by *Rhodospirillum rubrum*. *J. Bacteriol.*, 61: 269-282.

KONDRATIEVA, E.N.; PETRUSHKOVA, Y.P. & ZHUKOVA, V.G. 1975. Growth and oxidation of sulfur compounds by *Thiocapsa roseopersicina* in darkness. *Mikrobiologiya*, 44: 389-394 (en ruso).

MECHLER, B. & OELZE, J. 1978. Differentiation of the photosynthetic apparatus of *Chromatium vinosum*, strain D.I. The influence of growth conditions. *Arch. Microbiol.*, 118: 91-97.

MONTESINOS, E. 1983. Crecimiento y actividad de las bacterias fotosintéticas del azufre en relación con gradientes físico-químicos en ecosistemas acuáticos. *Actas del Primer Congreso Español de Limnología*.

PFENNIG, N. 1965. Anveicherungs kulturen fur röte und grüne schwefelbacterium. *Zentralb. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt.* 1: 179-189.

PIERSON, B.K. & CASTENHOLZ, R.W. 1974. A phototrophic gliding filamentous bacterium *Chloroflexus aurantiacus* gen and s.p. nov. *Arch. Microbiol.*, 100: 5-24.

REYNOLDS, E.S. 1963. The use of lead citrate at hight pH as an electronopague strain in electron microscopy. *J. Cell. Biol.*, 17: 208-212.

RYTER, A. & KELLENBERGER, E. 1958. L'inclusion au polyester pour ultramicrotomie. *J. Ultrstruct.*, 2: 200-206.

SCHON, G. & VOELSKOW, H. 1976. Pyruvate fermentation in *Rhodospirillum rubrum* after transfer from aerobic to anaerobic conditions in the dark. *Arch. Microbiol.*, 107: 87-92.

SIREVAG, R. & ORMEROD, J.G. 1977. Synthesis, storage and degradation of polyglucose in *Chlorobium thiosulfatophilum*. *Arch. Microbiol.*, 111: 239-244.

TAKAHASHI, M., SHIOKAWA, K. & ICHIMURA, S. 1972. Photosynthetic characteristics of a purple sulfur bacterium grown under different light intensities. *Can. J. Microbiol.*, 18: 1.825-1.828.

VAN GEMERDEN, H. 1968. On the ATP generation by *Chromatium* in darkness. 1968. *Arch. Mikrobiol.*, 64: 118-124.

VAN GEMERDEN, H. & BEEFTING, H.H. 1978. Specific rates of substrate oxidation and product formation in autotrophically growing *Chromatium vinosum* cultures. *Arch. Microbiol.*, 119 : 135-143.

WATSON, M.L. 1958. Staining of tissue sections for electron microscopy with heavy metals. *J. Biophys. Biochem. Cytol.*, 4: 727-729.

Determinación de la biomasa de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en la laguna de Ciso (Banyoles, Girona)

Jordi Mas

Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias
Universidad Autónoma de Barcelona.

SUMMARY

BIOMASS DETERMINATION OF PHOTOSINTHETIC BACTERIAL POPULATIONS IN CISÓ POND (BANYOLES, NE SPAIN)

Two biochemical methods (ATP, pigments) and one microscopical method (Acridine Orange Direct Count Technique) have been utilized for estimating bacterial biomass in vertical profiles of an holomictic lake (Cisó) located in the karstic system of Banyoles (Girona, NE Spain). The highest biomass values have been obtained with the pigment procedure and the lowest with the ATP method. Differences are discussed and a new C/ATP ratio of 375 is proposed, in this case, in order to prevent underestimation made by the ATP method.

INTRODUCCION

El estudio de las poblaciones bacterianas en la naturaleza adquiere especial relieve desde el momento en que se pone en evidencia su elevada relación actividad/biomasa y como consecuencia, su incidencia en los procesos biogeoquímicos de reciclado de los elementos.

Las peculiares características físico-químicas de la laguna de Cisó hacen que predominen poblaciones de bacterias fotosintéticas correspondientes fundamentalmente a los géneros *Chromatium* y *Chlorobium* (GUERRERO & ABELLA, 1978). Estas bacterias, que se encuentran en el agua en cantidades elevadas, son las responsables de prácticamente la totalidad de la actividad fijadora de carbono del sistema (MONTESINOS, 1982). Este hecho hace que la determinación precisa de la biomasa sea necesaria para definir de manera correcta el esquema global de funcionamiento de la laguna estudiada.

La determinación de la biomasa bacteriana en la naturaleza constituye un problema importante que se ha intentado resolver por dos caminos distintos. Por una parte se han desarrollado una serie de procedimientos directos basados en recuentos microscópicos por diferentes métodos: microscopía óptica convencional, microscopía óptica de epifluorescencia (HOBBIE *et al.*, 1977) y microscopía electrónica (PAERL & SHIMP, 1973). Paralelamente, ha aparecido un conjunto de

técnicas indirectas de tipo bioquímico que estiman la biomasa cuantificando algún componente celular con el que ésta se encuentre estrechamente relacionada. A este segundo grupo pertenecen los métodos basados en la detección y cuantificación de mucopolisacáridos (MORIARTY, 1975), lipopolisacáridos (WATSON, *et al.* 1977), de ATP (HOLM-HANSEN & BOOTH, 1966) de proteínas (COHEN *et al.*, 1977) y, en el caso de orgaticos, de pigmentos (TRÜPER, 1967). nismos fotosintéticos, de pigmentos (TRÜPER & YENTSCH 1967).

El estudio que hemos llevado a cabo ha consistido en la determinación periódica de la biomasa bacteriana siguiendo tres de los procedimientos antes citados: cuantificación de pigmentos, ATP y número total de células calculado por microscopía de epifluorescencia.

MATERIAL Y METODOS

LUGAR DE ESTUDIO

El lugar donde hemos llevado a cabo este estudio ha sido la laguna de Cisó, situada en el sistema cárstico de Banyoles, en la provincia de Girona. Se trata de una laguna anaerobia de aguas sulfurosas y dimensiones reducidas, cuyas características han sido descritas en otros trabajos (GUERRERO & ABELLA, 1978; GUERRERO *et al.*, 1980).

MUESTREO Y CONSERVACION DE LAS MUESTRAS

Las muestras fueron obtenidas a distintas profundidades utilizando una botella limnológica de Ruttner de 1,9 litros de capacidad, inmediatamente fueron transportadas al laboratorio en condiciones de oscuridad y a 4° C para su posterior análisis.

RECUENTO DIRECTO

Para la fijación de las muestras se utilizó formaldehido a una concentración final del 0,02%. A continuación fueron filtradas y teñidas sobre filtros Nuclepore de 0,2 micras de diámetros de poro según la técnica de Hobbie (HOBBIE *et al.*, 1977). Para las observaciones se utilizó un microscopio Olympus modelo BH. La estimación de la biomasa a partir de los números totales observados se hizo teniendo en cuenta los volúmenes celulares medios calculados geométricamente a partir de imágenes de microscopía electrónica (tabla I). Se consideró como densidad celular media 1,07 g/cm^3 y el peso fresco obtenido (pf) se transformó a gramos de carbono mediante la relación pf/C = 8,5.

EXTRACCION Y MEDIDA DE ATP

Las muestras fueron concentradas en filtros de membrana de 0,45 micras de diámetro medio. La extracción se efectuó por ebullición del filtro en tampón Tris-HC1 0,025 M a pH 7,75 durante 5 minutos. El extracto se conservó a −20° C hasta el momento del ensayo.

Para el ensayo se utilizó extracto enzimático liofilizado de luciferina-luciferasa de luciérnaga (Sigma) rehidratada en el mismo tampón utilizado para la extracción e incubada en la oscuridad y a temperatura ambiente durante 3-4 horas antes de su utilización. La emisión de luz se midió por medio de un aparato Berthold Biolumat LB 9.500 acoplado a una calculadora impresora HP-97 de Hewlett-Packard para el procesado de los datos. En cada una de las muestras se utilizó un estándar interno de ATP (marca LKB) de concentración conocida a fin de controlar los efectos de inhibición de la reacción debidos a *"quenching"* o a alteraciones de la actividad enzimática. La conversión de ATP a biomasa en carbono se realizó utilizando la relación propuesta por Holm-Hansen C/ATP = 250 (HOLM-HANSEN & BOOTH 1966).

EXTRACCION Y CUANTIFICACION DE PIGMENTOS

La extracción de pigmentos se llevó a ca-

TABLA I. Volúmenes celulares medios y frecuencias relativas en diferentes épocas del año, de las principales especies de bacterias fotosintéticas observadas en la laguna de Cisó. +Porcentaje referido al total de la población presente en la fecha indicada.

Especie	Volumen (um)	21-8-81 (%)+	23-12-81 (%)+
Chromatiaceae			
Chromatium minus	8,39	78,0	14,6
Thiocystis violacescens	1,48	8,8	51,7
Chlorobiaceae			
Chlorobium limicola	1,03	4,2	33,1
Chlorobium phaeobacteroides	0,53		0,6
Chlorobium vibrioforme	0,25	-	-
Pelodictyon clatharatiforme	0,29	-	-

bo filtrando las muestras sobre filtros de membrana de 0,45 μm de diámetro de poro recubiertos de una capa de carbonato magnésico. El carbonato magnésico con las células fue raspado y resuspendido en acetona a 4° C durante una noche para la total extracción de los pigmentos, con centrifugación posterior a 7.000 g. durante 10 minutos.

La absorbancia del sobrenadante se midió con un espectrofotómetro Pye Unicam SP 1.700 a 654 y 773 nm, que son los máximos de absorción en acetona de las bacterioclorofilas *c* y *a* respectivamente. Los valores obtenidos se convirtieron a concentración de pigmentos utilizando las fórmulas de Takahashi y Ichimura (TAKAHASHI & ICHIMURA, 1970) y posteriormente a biomasa en carbono utilizando las ecuaciones calculadas empíricamente durante el período 1978-1979 para las dos bacterioclorofilas presentes (MONTESINOS, 1982).

RESULTADOS Y DISCUSION

La mayor parte de los muestreos corresponden al período de holomixis es decir con heterogeneidad vertical muy atenuada, por lo que eran de esperar valores homogéneos para toda la columna de agua. Los resultados de biomasas en μgC/l para cada día y profundidad, calculados por las técnicas de ATP, recuento total y pigmentos se indican en la tabla II. En la figura 1 se puede observar la variación, en función del tiempo, de la biomasa integrada del perfil vertical según los distintos procedimientos.

Los valores más elevados son los calculados a partir de la concentración de pigmentos; les siguen los calculados por recuento directo; y, por último, se encuentran los obtenidos por la técnica del ATP. Esta diferencia se mantiene a lo largo de todo el período de estudio. Para ver si las discrepancias entre los métodos eran estadísticamente significativas, se contrastaron las medias muestrales utilizando el test de "t" para observaciones apareadas (tabla III). Los resultados de esta prueba reafirman las observaciones preliminares, confirmando las

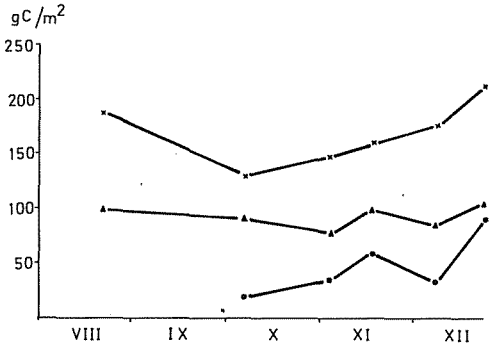


Fig. 1. Variación según el tiempo de los perfiles verticales integrados de biomasa durante el período de estudio, (agosto-diciembre de 1981), utilizando los tres métodos. X Pigmentos; ▲Recuento microscópico; ● ATP.

TABLA II. Valores de biomasa (μg C/l) para los diferentes días, profundidades y técnicas empleadas. (a): recuento directo por microscopía de epifluorescencia. (b): calculada a partir de pigmentos. (c): calculada a partir de ATP.

Prof.	21-8-81		6-10-81			3-11-81			7-12-81			23-12-81		
(m)	Micr.[a]	Pigm.[b]	Micr.	Pigm.	ATP[c]	Micr.	Pigm.	ATP	Micr.	Pigm.	ATP	Micr.	Pigm.	ATP
0	541	939	--	--	--	--	--	--	1002	1670	382	--	--	--
0,25	--	--	873	1624	47	960	1338	198	--	--	--	848	1941	698
0,50	2404	3666	747	2112	532	--	--	--	879	1739	413	994	1909	609
0,75	--	--	--	--	--	618	1385	113	845	1666	425	--	--	--
1	1982	2729	--	--	--	--	--	--	692	1757	222	--	--	--
1,50	843	1647	743	1429	58	409	1353	289	--	--	--	1005	1941	748
3	673	1362	--	--	--	--	--	--	--	--	--	882	1915	859
4	--	--	--	--	--	--	--	--	961	1726	268	--	--	--
5	--	--	895	915	92	600	1308	169	--	--	--	--	--	--
8	871	1347	--	--	--	--	--	--	--	--	--	754	1977	1249
9	--	--	--	--	--	718	1349	289	810	1654	310	--	--	--

TABLA III. Resultados del test de 't' para observaciones apareadas, correspondientes a los datos originales. Nivel de significación: +, 0,025; ++, 0,001.

	Pigmentos	ATP
Nº total	18,33++	2,50+
Pigmentos	-	15,67++

TABLA IV. Resultados del test de 't' para observaciones apareadas, correspondientes a los datos corregidos. ns = no significativo.

	Pigmentos (x0,5)	ATP (x 1,5)
Nº total	$0,01^{ns}$	$0,29^{ns}$
Pigmentos (x0,5)	-	$0,32^{ns}$

A pesar de la corrección por 0,5 y del mejor ajuste que esta corrección implica, el diferencias entre los resultados obtenidos por los tres procedimientos.

Teniendo en cuenta las desviaciones antes comentadas, se aplicaron unos factores de corrección arbitrarios de 0,5 para la biomasa calculada mediante pigmentos y 1,5 para la derivada del ATP. Los datos corregidos de este modo fueron sometidos de nuevo al test de "t" para observaciones apareadas (tabla IV), con lo cual no se apreciaron diferencias significativas entre los métodos.

La sobreestimación de la biomasa calculada a partir de la concentración de pigmentos se debe a la aparición durante el período de estudio de una especie (probablemente *Thiocystis gelatinosa)* no descrita con anterioridad en la laguna de Cisó. Esta bacteria posee un contenido específico de pigmentos mayor que el de las especies predominantes en el período 1978-1979, durante el cual se elaboraron las ecuaciones de conversión utilizadas en nuestro trabajo.

En lo que se refiere a los datos de biomasa estimados a partir del ATP, es conveniente tener en cuenta que el factor de conversión utilizado C/ATP = 250 es el calculado por Holm-Hansen a partir de 7 cepas de bacterias marinas y 30 especies de algas unicelulares (HOLM-HANSEN & BOOTH, 1966). En el caso de un sistema hipertrófico como el que estamos estudiando, el factor de conversión real puede no coincidir con el teórico utilizado.

método de cuantificación de biomasas mediante pigmentos puede inducirnos a errores debidos a variaciones frecuentes en el contenido específico de pigmentos de las especies dominantes (ESTEVE *et al.*, 1980). En la técnica del ATP este tipo de error es mucho menos importante debido a que las variaciones en el contenido específico de ATP son menos frecuentes y, en cualquier caso, de menor importancia. De todos modos, su ajuste ha requerido una corrección por 1,5. Esto nos lleva a proponer como estimador de la biomasa por este método un nuevo factor de conversión C/ATP = 375 (250 x 1,5), el cual se ajusta con más exactitud a las características de las poblaciones estudiadas.

Si bien el recuento directo por microscopía de epifluorescencia es, de los tres estudiados, el procedimiento que se ve menos afectado por la composición y estado fisiológico de las poblaciones que integran el sistema, presenta el problema de que es también el más tedioso, subjetivo y propenso a errores metodológicos. Las técnicas bioquímicas examinadas en este trabajo son más sensibles y presentan un margen de error metodológico menor, pero, al mismo tiempo, se hallan más expuestas a errores en la estimación debido a las variaciones poco previsibles de las condiciones y composición del medio. Es por esto por lo que creemos que ambos tipos de técnicas se complementan y que es conveniente aplicarlas simultáneamente a fin de aumentar la certeza de las determinaciones.

COHEN, Y.; KRUMBEIN, W.; & SHILO, M. 1977 Solar Lake (Sinai). 3. Bacterial distribution and production. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 621-634.

ESTEVE, I.; MONTESINOS, E.; ABELLA, C.; & GUERRERO, R. 1980. Changes in the ultraestructure of the purple sulfur bacteria *Chromatium minus* depending on the variation of light in a natural habitat. *Electron Microscopy*, 2: 456-457.

GUERRERO, R.; & ABELLA, C. 1978. Dinámica espaciotemporal de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en una laguna anaerobia de aguas sulfurosas. *Oecologia aquatica*. 3: 193-205.

GUERRERO, R.; MONTESINOS, E.; ESTEVE, I.; & ABELLA, C. 1980. Physiological adaptation and growth of purple and green sulfur bacteria in a meromictic lake (Vilà) as compared to a holomictic lakê (Cisó). In: *Developments in Hydrobiology*, 3: 161-171) (M. DOKULIL, H. METZ and D. JEWSON eds.). Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

HOBBIE, J.E.; DALEY, R.J. & JASPER, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33: 1.225-1.228.

HOLM-HANSEN, O.; & BOOTH, C.R. 1966. The measurement of adenosine triphosphate in the ocean and its ecological significance. *Limnol. Oceanogr.*, 11: 510-519.

MONTESINOS, E. 1982. Ecofisiología de la fotosíntesis bacteriana. *Tesis Doctoral.* Universidad Autónoma de Barcelona.

MORIARTY, D.J.W. 1975. A method for estimating the biomass of bacteria in aquatic sediments and its application to trophic studies. *Oecologia*, 20: 219-229.

PAERL, H.W., & SHIMP, S.L. 1973. Preparation of filtered plankton and detritus for study with scanning electron microscopy. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 802-805.

TAKAHASHI, M. & ICHIMURA, S. 1970. Photosynthetic properties and growth of photosynthetic sulfur bacteria in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 929-944.

TRUPER, H.G. & YENTSCH, C.S. 1967. Use of glass fibre filters for the rapid preparation of *in vivo* absorption spectra of photosynthetic bacteria. *J. Bacteriol.*, 94: 1.255-1.256.

WATSON, S.W.; NOVITSKY, T.J.; QUINBY, H.L. & VALOIS, F.W. 1977. Determination of bacterial number and biomass in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol*, 33: 940-946.

Relación entre zooplancton y bacterias en un lago eutrófico (Mendota, Wisconsin, EE.UU.)

Carlos Pedrós-Alió

Departament of Bacteriology University of Wisconsin/Madison Madison, Wisconsin, EE.UU.

Dirección actual: Departamenteo de Microbiología Facultad de Ciencias
Universidad Autónoma de Barcelona Bellaterra, Barcelona, España

SUMMARY

THE ZOOPLANKTON-BACTERIA INTERACTION IN AN EUTROPHIC LAKE (MENDOTA, WISCONSIN, EEUU)

Zooplankters eat bacteria in natural systems, but the impact of this mechanism on removing the biomass of the bacterioplankton of freshwaters is unknown. Zooplankton abundance and biomass were followed during two years in Lake Mendota, as well as bacterial biomass and heterotrophic production. Feeding of zooplankton on bacteria was measured by a cell counts method in 1979 and with radioactively labelled natural assemblages of bacteria in 1980. Total feeding removed range between 1% and 60% of the bacterial biomass daily. Annually, it accounted for between 1% and 10% of the bacterial heterotrophic production. Since bacterial biomass does not change significantly from year to year and yet bacterial production is very high compared to feeding by zooplankton, mechanims other than feeding must exist which remove biomass from the epilimnetic bacteria in larger amounts.

INTRODUCCION

El propósito del presente trabajo fue elucidar la importancia que la alimentación por el zooplancton pudiera tener sobre las bacterias. Este problema surgió de un estudio más general de la dinámica del bacterioplancton en el lago Mendota (PEDROS-ALIO, 1981). Durante dos años se midieron la biomasa y producción bacterianas, pero mientras que la biomasa fue relativamente constante la mayor parte del año, la producción fue sumamente elevada, principalmente de junio a octubre. Por lo tanto, se hacía necesaria la existencia de uno o varios mecanismos que eliminaran biomasa bacteriana del lago para contrarrestar la elevada producción.

Uno de los mecanismos que se han propuesto muchas veces es la alimentación por el zooplancton (NAUWERCK, 1963; SOROKIN & PAVELJEVA, 1972). Es conocido que varias especies de zooplancton ingieren bacterias en el laboratorio (PETERSON *et. al.*, 1978; STARKWEATHER *et. al.*, 1979) e incluso pueden llegar a reproducirse con una dieta exclusivamente bacteriana (MANUILOVA, 1958; RIEPER,

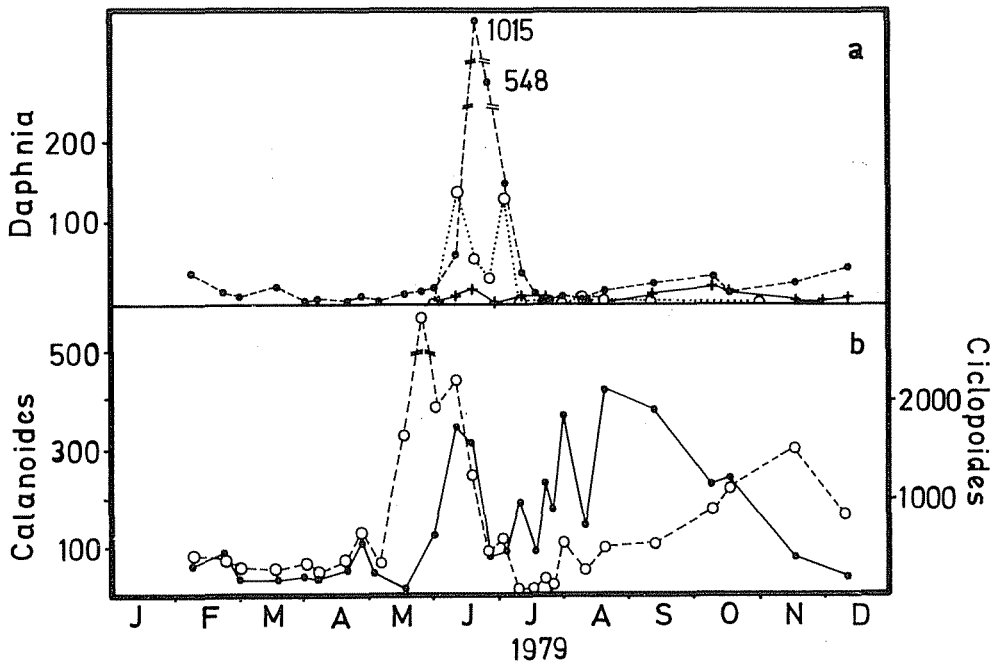


Fig. 1. Abundancia (en individuos x $10^{-3}/m^2$) del zooplancton en 1979. a) Especies de *Daphnia: D. galeata mendotae* (puntos negros, línea discontínua), *D. retrocurva* (cruces, línea contínua) y *D. parvula* (círculos, línea punteada). b) Copépodos clanoides (puntos negros) y copépodos ciclopoides (círculos blancos).

1978). Es más, se ha comprobado que el zooplancton ingiere bacterias en su medio natural (GLIWICZ, 1969; HANEY, 1973), pero la importancia de este proceso en la naturaleza no se ha medido nunca de manera directa y cuantitativa.

El lago Mendota ofrecía la posibilidad de estudiar este problema en un lago eutrófico, donde las bacterias parecen tener mayor importancia en la dieta del zooplancton (GLIWICZ, 1969) y tienen mayor tamaño (PEDROS-ALIO & BROCK, 1982) lo que las hace más apropiadas como alimento para el zooplancton. Además, se disponía de un cúmulo de datos fisicoquímicos y biológicos procedentes de estudios simultáneos sobre otros aspectos del lago.

MATERIAL Y METODOS

El Lago Mendota se halla en la cuenca del río Yahara, en el estado de Wisconsin (EEUU), tiene 39 Ha de superficie y 24 m. de profundidad máxima. El lago es eutrófico debido a los aportes de fertilizantes empleados en los campos de cultivo que se hallan en su cubeta de recepción. Las muestras se tomaron por duplicado con botellas Van Dorn de 5 litros y con mangas planctónicas. Los animales se contaron bajo una lupa binocular y se midió la longitud de al menos 30 individuos de cada especie para cada muestra. Los coeficientes de variación entre las réplicas de las muestras se hallaron entre el 15 y el 42%. La biomasa se calculó mediante las rectas de regresión de peso seco en función de la longitud publicadas por DUMONT *et. al.*, (1975) y una relación carbono/peso seco de 0,40.

Los experimentos de alimentación se llevaron a cabo marcando una población natural de bacterias con acetato–^{14}C e incubando muestras de zooplancton en agua del lago con 1 a 2 ml. de dicha suspensión bacteriana lavada para excluir el ^{14}C disuel-

to. La radiactividad de esta suspensión se determinó añadiendo 0,2 ml. de la misma a 10 ml. de Aquasol y analizándola en un contador de centelleo. Las incubaciones se efectuaron en botellas de vidrio de 250 ml. con tapón de rosca, en los que se introducía el zooplancton natural correspondiente a 500 ml. de agua del lago. Tras 15 a 20 min de incubación se mataban los animales con formaldehido, se separaban los individuos de cada especie y se colocaban de 10 a 30 en viales de centelleo distintos para cada especie con unas gotas de hipoclorito sódico para disolver los caparazones y 10 ml. de Aquasol. Se realizaron dos tipos de control: con animales muertos y bacterias marcadas y con animales vivos y bacterias sin marcar. Se hicieron todas las medidas por triplicado. La radiactividad de todas estas preparaciones se determinó con un contador de centelleo. La eficiencia se determinó por el método de las razones entre canales. La tasa de filtración en ml/individuo/día se podía calcular mediante la fórmula:

$$\text{Tasa de filtración} = \frac{I - C}{\text{dpm añadidas por ml}} \times \frac{1440 \text{ min/día}}{\text{tiempo incubación (min)}}$$

donde I son las dpm incorporadas por individuo en el experimento y C las dpm incorporadas por individuo en el control. A partir de las tasas de filtración para cada especie y para cada día de muestreo y de las abundancias de bacterias y de zooplancton se pudo calcular la alimentación total. La biomasa de las bacterias se calculó a partir de enumeraciones totales con microscopía de epifluorescencia (HOBBIE *et. al.*, 1977) y de los volúmenes medios para cada día de muestreo obtenidos en fotografías con el microscopio electrónico de barrido en las que se medían las dimensiones de al menos 300 bacterias.

La producción bacteriana se midió con la técnica de la incorporación en la oscuridad de sulfato–^{35}S (CAMPBELL & BAKER, 1978) y suponiendo una relación carbono/azufre de 50/l. La biomasa del fitoplancton se midió con la técnica de FALLON & BROCK (1980).

RESULTADOS

En la figura 1 se muestran las abundancias de los distintos grupos taxonómicos presentes en el lago durante 1979. El ciclo anual fue muy similar durante 1980. La figura 2 muestra la biomasa del zooplancton para 1979 y 1980, así como las contribuciones de cada grupo taxonómico a la biomasa total a lo largo del año. La tabla I resume las tasas de alimentación del zooplancton sobre bacterias para los dos años del estudio. La figura 3 resume los resultados de la alimentación para 1979. Los resultados de 1980 fueron muy similares. Se han añadido las biomasas del fitoplancton y de las bacterias

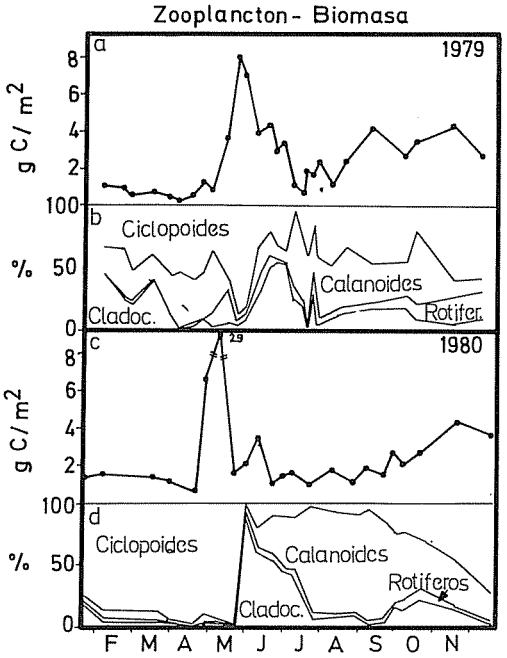


Fig. 2. Biomasa del zooplancton durante 1979 y 1980. a) Peso de carbono para 1979. b) Porcentaje de la biomasa en distintos grupos taxonómicos. c) Peso en carbono para 1980. d) Igual que b) para 1980.

TABLA I. Tasas medias de filtración sobre bacterias (ml/ind./día) del zooplancton en el lago Mendota.

Especie	Media	Tasa de filtración I.C. 95%	Número de experimentos
1979			
Daphnia galeata mendotae	2,602	1,986	5
Copépodos ciclópidos (adultos + copepoditos)	1,085	1,006	4
Copépodos calanoides (adultos + copepoditos)	3,820	4,526	4
1980			
Daphnia galeata mendotae	1,626	0,925	8
D. retrocurva & D. parvula	0,300	-	1
Diaphanosoma leuchtenbergianum	0,393	0,319	5
Chydorus sphaericus	0,245	0,342	12
Bosmina longirostris	0,365	0,064	2
Copépodos ciclópidos (adultos + copepoditos)	0,112	0,088	21
Nauplios de copépodos	0,045	0,029	20
Copépodos calanoides adultos	1,023	0,387	21
" " copepoditos	0,321	0,370	6
Rotíferos	0,012	0,011	10
	0,021	0,016	6

para su comparación con la alimentación. En la tabla II se comparan la producción bacteriana y la consumición de bacterias por el zooplancton.

DISCUSION

Las poblaciones del zooplancton siguen, en el Lago Mendota, un ciclo llamativamente constante a través de los años. Los datos disponibles desde 1976 (PEDROS-ALIO, WOOLSLY & BROCK, 1983), junto a las observaciones de BIRGE (1897) en 1895 y 1896, indican que la misma sucesión de grupos se ha venido produciendo cíclicamente desde hace casi 100 años.

Durante el invierno el lago posee una capa de hielo de 40 a 60 cm. de espesor, la temperatura es de 1 a 2°C y las poblaciones de zooplancton son bajas, principalmente constituidas por *Diacyclops bicuspidatus thomasii*, algunas *Daphnia galeata mendotae* adultas y unos pocos copépodos calanoides (fig. 1). Perfiles verticales no mostrados en el presente trabajo (PEDROS-ALIO, WOOLSLY & BROCK, 1983) indican una acumulación de *D. b. thomasii* hacia el fondo del lago donde experimentan diapausa invernal en estadio de copepodito IV, con muy baja actividad metabólica e, incluso, en un entorno anaerobio.

Al fundirse el hielo en abril y aumentar la temperatura, los copepoditos de *D. b. thomasii* alcanzan la madurez y ocasionan un máximo de abundancia en mayo (figs. 1 y 2). Seguidamente hay un brusco aumento de *D. g. mendotae* en junio que con sus actividades filtradoras contribuye a eliminar el alimento disponible: clorofíceas, diatomeas y bacterias (fig. 3a). Al desaparecer estas algas el epilimnion del lago queda disponible para su colonización por cianofíceas, que el zooplancton no puede filtrar (FALLON & BROCK, 1980). Por ello desaparece el máximo de *Daphnia* y aparecen concentra-

ciones moderadas de copépodos calanoides y de los cladóceros *Diaphanosoma leuchtenbergianum* y *Chydorus sphaericus*. Por fin, a lo largo del otoño, se vuelve lentamente a las condiciones invernales.

Las tasas de alimentación más elevadas corresponden al cladócero *D. g. mendotae* y a los copépodos calanoides (tabla I) y, por lo tanto, el mayor impacto sobre las bacterias se produce, precisamente, cuando *D.g. mendotae* alcanza su máximo de abundancia (fig. 3). Aunque los calanoides también tienen una tasa de alimentación elevada su abundancia no es nunca lo suficientemente alta para que el impacto global sea muy grande. Como se puede apreciar en la fig. 3, la alimentación por el zooplancton puede eliminar hasta un 60% de la biomasa bacteriana cada día durante el máximo de *D. g. mendotae*, entre el 10 y el 20% durante el verano, principalmente debido a las actividades de los copépodos calanoides, y apenas un 5% durante el invierno, ya que la mayor parte de la población se compone de ciclopoides con muy bajas tasas de alimentación. Estas cifras son sustanciales (equivalentes a 15-20 mg. C/m²/día) en términos de biomasa, pero cuando se considera que la producción bacteriana es del orden de 300-500 mg. C/m²/día (tabla II) se comprende que el impacto sobre la población bacteriana es muy limitado. En esta tabla se resumen los valores medio diario, extremos diarios y total anual de la producción

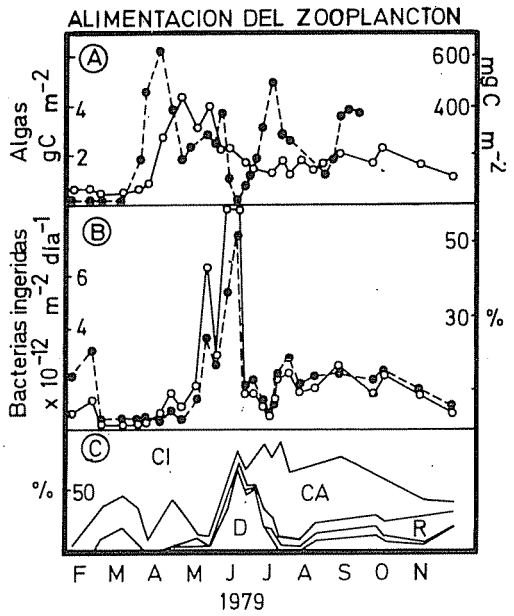


Fig. 3. Alimentación del zooplancton sobre las bacterias y biomasa del fitoplancton y bacterioplancton en 1979). A) Biomasa del fitoplancton (puntos negros) y del bacterioplancton epilimnético (círculos blancos. B) Alimentación total expresada como bacterias epilimnéticas ingeridas por m² y por día (círculos blancos) y como porcentaje de las bacterias epilimnéticas ingeridas por día (puntos negros. C) Porcentajes de la alimentación total correspondientes a cada grupo taxonómico: CI, copépodos ciclopoides; CA, copépodos calanoides; R, rotíferos; D, especies del género *Daphnia*.

TABLA II. Producción bacteriana anual y alimentación sobre las bacterias en 1979 y 1980.

	1979	1980
Producción bacteriana		
Media diaria (mgC/m²/dia)	553	561
Variación diaria (mgC/m²/dia)	285-1430	62-2562
Total anual (gC/m²)	202	205
Consumo del zooplancton		
Media diaria (mgC/m²/dia)	27,3	9,0
Variación anual (mgC/m²/dia)	1,2-136,5	1,0-22,0
Total anual (gC/m²)	10,0	3,0
Porcentaje de producción	4,9	1,5
	9,3	2,6

bacteriana y de la alimentación por el zooplancton. Como puede apreciarse, el zooplancton elimina entre el 1 y el 10% de la producción bacteriana anualmente. En consecuencia, aunque la alimentación por el zooplancton puede revestir importancia en determinadas épocas del año (en junio por ejemplo) su impacto global es muy limitado, del orden del 1 al 10% de la producción bacteriana, y no es capaz de explicar la divergencia entre la biomasa constante de bacterias y la alta producción de las mismas que se observan durante la mayor parte del año.

BIBLIOGRAFIA

BIRGE, E.A. 1897. Plankton studies on lake Mendota. II. The Crustacea of the plankton, July 1894-December 1896. *Trans. Wisc. Acad. Sci. Arts. Lett.*, 11: 274-448.

CAMPBELL, P.G.C;. & BAKER, J.H. 1978. Estimation of bacterial production in freshwaters by the simultaneous measurement of (^{35}S) –sulfate and D–(^{3}H)–glucose uptake in the dark. *Can. J. Microbiol.*, 24: 939-946.

DUMONT, H.J.; VAN DE VELDE, I. & DUMONT, S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda, and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19: 75-97.

FALLON, R.D.; & BROCK, T.D. 1980. Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 72-88.

FENCHEL, T. 1975. The quantitative importance of the benthic microfauna in an arctic tundra pond. *Hydrobiologia*, 46: 445-464.

GLIWICZ, Z.M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Polska, Ser. A*, 17: 663-707.

HANEY, J.F. 1973. An *in situ* examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. *Arch. Hydrobiol.*, 72: 87-132.

HOBBIE, J.E.; DALEY, R.J.; & JASPER, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microacopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33: 1.225-1.228.

MANUILOVA, E.F. 1958. The question of the role of bacterial numbers in the development of cladocera in natural condition. *Biol. Sci. Sect., Doklady*, 120: 438-441.

NAUWERCK, A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. *Symbol. Bot. Upsal.*, 17: 163 págs.

PEDROS-ALIÓ, C. 1981. *Ecology of heterotrophic bacteria in the epilimnion of eutrophic Lake Mendota, Wisconsin.* Ph. D. Thesis, University of Wisconsin, Madison.

PEDROS-ALIÓ, C.; & BROCK, T.D. 1982. Assesing the biomass and production of bacteria in eutrophic Lake Mendota, Wisconsin. *Appl. Environ. Microbiol*, 44: 203-218.

PEDRÓS-ALIÓ, C.; WOOLSLY, E. & BROCK, T.D. 1983. Plankton studies on Lake Mendota: Secular vs. annual changes in the dynamics of the macrozooplankton. *Trans. Wisconsin. Acad. Sci. Arts Lett.*, (en prensa).

PETERSON, B.J.; HOBBIE, J.E.; & HANEY, J.F. 1978. *Daphnia* grazing on natural bacteria. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 1.039-1.044.

RIEPER, M. 1978. Bacteria as food for marine harpacticoid copepods. *Mar. Biol.*, 45: 337-345.

SOROKIN, Y.I.; & PAVELJEVA, E.B. 1972. On the quantitative characteristics of the pelagic ecosystem of Dalnee Lake (Kamchatka). *Hydrobiologia*, 40: 519-552.

STARKWEATHER, P.L.; GILBERT, J.J.; & FROST, T.M. 1979. Bacterial feeding by the rotifer *Brachionus calyciflorus:* Clearance and ingestion rates, behavior, and population dynamics. *Oecologia*, 44: 26-30.

Distribución espacio-temporal de las poblaciones de algas del arroyo de l'Avenco (Barcelona)

Sergi Sabater

Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona

SUMMARY

TIME-SPACE DISTRIBUTIONS OF ALGAL POPULATIONS IN "L'AVENCO" CREEK (BARCELONA, NE SPAIN)

Avencó creek is a tributary affluent of Congost River, which runs along the West side of the Montseny mountains (Catalonia, NE Spain). Changes of the benthic algal populations were studied monthly for one year. Eighty six species were determined. They were, mainly, diatoms; and, secondly, green algae, blue-green algae and desmids. It was noticed the existence of several groups of species observed at the same time. One of them is constituted by constant and ubiquous species, with *Cocconeis placentula*, *Nitzschia palea*, *Melosira varians* and *Rhoicosphenia curvata* as the most significant.

Another group was formed by species prefering cold and fast waters, such as *Nostoc verrucosum*, *Diatoma hiemale* var. *mesòdon*, *Ceratoneis arcus* and *Ulothrix zonata*. They occupied the upper reaches of the stream during winter and spring species. On the other hand, a group of species prefered slow waters and they had the major growth in summer or in fall. This is the case of *Spirogyra* spp., *Cladophora glomerata* var. *crassior* and *Phromidium incrustatum*.

INTRODUCCION

Los ríos, al igual que otros sistemas acuáticos y terrestres, presentan, a lo largo del año, cambios en la composición de sus especies en respuesta a las variaciones estacionales que en aquéllos pueden ser muy repentinos (BLUM, 1956).

De hecho, los ríos son sistemas autoexplotados, en el sentido de que en cada segmento, además de una producción propia, se recibe una gran parte de la de los tramos anteriores, y a la vez, se pierde por arrastre parte de esta producción (MARGALEF, 1960). En este sentido, la organización a lo largo del río viene condicionada por factores externos como son la pendiente, la extensión y composición geológica de la cuenca, la extensión y composición de la vegetación terrestre de sus vertientes, el suelo de éstas y la climatología.

Todos estos factores son determinantes

en la composición y distribución de la vegetación algal bentónica del río. Aquí recogemos la distribución espacial y temporal de las especies más importantes del arroyo de "l'Avencó", a partir de las observaciones realizadas durante un año. Otros aspectos más relacionados con el proceso de sucesión pueden encontrarse SABATER (1982).

MATERIAL Y METODOS

El río Avencó es un pequeño afluente de la margen izquierda del río Congost, el cuál recorre la vertiente Oeste del macizo del Montseny. El Avencó nace en las inmediaciones de El Brull y desemboca en el Congost en las cercanías de Aiguafreda; su longitud es de unos diez kilómetros (fig.1).

Las muestras de algas se recogieron en ocho estaciones distintas en cuanto a sustrato, pendiente y profundidad. Las estaciones superiores (1, 2 y 3) eran de aguas rápidas y profundas con sustrato formado por grandes piedras y rocas. En el resto de las estaciones (4 a 8), las aguas eran de velocidad algo menor, a la vez que las partes someras alternaban con las profundas.

Las algas se recogieron sobre rocas, piedras, fango y musgo cada mes, durante un año (noviembre de 1979 a noviembre de 1980). Las muestras se tomaron por duplicado, fijando una con lugol para el estudio en fresco de clorofíceas, cianofíceas y conjugadas y otra con formaldehido al 4 °/o destinada al estudio de las diatomeas. Estas se trataron, hirviendo las muestras con ácido clorhídrico y ácido sulfúrico, y el material purificado se montó en Hyrax o DPX. El resto de grupos de algas se observaron sin tratamiento alguno.

A partir de las observaciones, se confeccionaron inventarios de las especies presentes en cada muestra con sus abundancias relativas, para lo que se usó una escala subjetiva de especies raras, frecuentes, abundantes y muy abundantes. Así se obtenía una indicación de la importancia de cada especie en el ciclo anual.

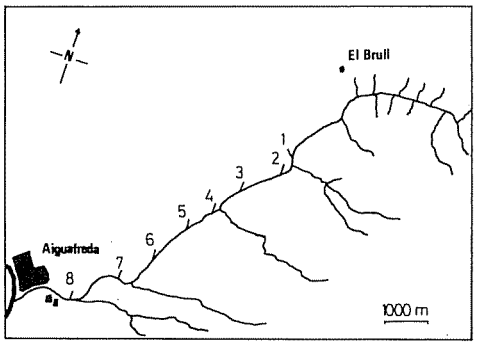


Fig. 1. Mapa del arroyo de l'Avencó desde su nacimiento hasta la desembocadura en el río Congost con los puntos de muestreo.

RESULTADOS

CLIMATOLOGIA

Las variaciones de la temperatura del agua a lo largo del año fueron importantes (–3°C de mínima en el mes de enero y 33°C en agosto de 1980). Las precipitaciones tuvieron, asimismo, fluctuaciones importantes por el carácter mediterráneo del clima, lo que se reflejó en oscilaciones del flujo del río. En febrero y mayo las lluvias fueron copiosas y el flujo aumentó considerablemente; como consecuencia las poblaciones de algas desaparecieron completamente en las estaciones inferiores (7 y 8). En verano, las lluvias fueron mínimas y el flujo fue escaso, lo que favoreció la formación de charcas ocupadas principalmente por *Spirogyra* spp. El agua alcanzó velocidades de 0,8 m/seg. en la parte superior y de 0,2 m/seg. en las cercanías de la desembocadura (abril de 1980)

CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DEL AGUA

El río Avencó se encuentra enclavado en una cuenca que en su parte superior es silícica, mientras que la inferior es calcárea. Por ello, la mineralización global del agua es muy diferente en las estaciones superiores,

que tienen conductividades bajas (77 μS) y una reserva alcalina pobre (0,23 meq/l). En cambio, en la parte baja (estaciones 7 y 8) las aguas están más mineralizadas, con una reserva alcalina más alta (1,47 meq./l) y conductividad mayor (169 μS) (PRAT *et al.* 1982).

Los niveles de nutrientes, tanto de nitrógeno como de fósforo, son bajos excepto en la estación 8, lugar donde el río recibe las aguas residuales de la población. La baja concentración de nutrientes y la diferente mineralización del agua explican, en parte, las diferencias en la composición de las especies.

COMPOSICION ESPECIFICA Y PERIODICIDAD DE LAS ALGAS

Se determinaron un total de ochenta y seis especies de algas bentónicas. El mayor número de especies (sesenta) corresponde a diatomeas, con clorofíceas (once) y cianofíceas (siete) y desmidiáceas (siete) en orden decreciente en importancia.

Siguiendo la clasificación de BUTCHER (1949), y por su periodicidad, caracterizamos a las especies constantes (Co), estacionales (Es) y ocasionales (Oc). Esta escala es la utilizada en el apéndice para cada especie, a la vez que se indican las estaciones de muestreo en que se encontraban con mayor frecuencia, y el período del año en que eran más abundantes.

Phormidium incrustatum. Esta cianofícea precipita carbonato, y forma en nuestro arroyo pequeñas masas de aspecto pétreo, delgadas y de poca extensión. Estas masas se encuentran en constante dinamismo, influidas por la corriente (con efecto de abrasión), y por la luz (que disminuye a medida que aumenta la capa de carbonato cálcico).

Nostoc verrucosum forman pequeñas colonias (2-3 cm. de diámetro) en las estaciones superiores durante todo el año.

Melosira varians está presente todo el año y de agosto hasta noviembre se hacía dominante en las estaciones superiores hasta cubrir el fondo con sus filamentos.

Diatoma vulgare tenía máximos en otoño y primavera. Se trata de una especie de aguas someras y rápidas. Se apreció una progresiva sustitución de las poblaciones de esta diatomea por otras de *Gomphonema olivaceum* a partir de la primavera, hecho apuntado también por BLUM (1957).

Diatoma hiemale var. *mesodon* es una especie con máximos de abundancia en la primavera a lo largo de todo el río, pero se limitaba a las estaciones superiores al llegar el invierno. MARGALEF (1960) observó que esta especie tenía más preferencia por la corriente que por la temperatura.

Meridion circulare alcanzó un máximo desarrollo en invierno. A partir de primavera experimentaba un descenso en su frecuencia de aparición, hasta que en el verano desaparecía completamente del río. WHITFORD (1960) y WHITFORD & SCHUMACHER (1963) sitúan los 15° C como la temperatura máxima a la que el alga puede crecer, lo que explicaría su ausencia estival.

Ceratoneis arcus era frecuente en el río durante la primavera, posteriormente desapareció, hasta que la temperatura volvió a ser baja (noviembre). Es propia de aguas frías, lo que explica su preferencia por las estaciones superiores (1 y 2).

Fragilaria intermedia apareció constantemente en el río con un máximo de abundancia durante el invierno. Esta es también una especie de aguas frías para la que la temperatura de 15° C constituye un límite (WHITFORD & SCHUMACHER, 1963).

Synedra ulna y sus variedades *oxyrhynchus* y *amphirhynchus* fueron muy abundantes durante todo el período estudiado casi sin variaciones destacables.

En el mismo caso se halla *Cocconeis placentula* (y sus variedades *euglypta* y *lineata)* con un máximo de crecimiento en otoño. Por el método de muestreo no distinguimos entre la forma epífita y la epilítica, DOUGLAS (1958) observó que existían diferencias de periodicidad entre una y otra debido a que los epífitos estarían sujetos a las variaciones del flujo (que afectan a su principal soporte, *Cladophora*), mientras que los epilíticos resistirían mejor y alcanzarían un máximo destacable a fines de verano y en otoño.

Navicula cryptocephala apareció a lo lar-

go de todo el período de estudio con un pequeño máximo de abundancia a fines de verano.

Cymbella affinis y *Cymbella ventricosa*, las dos especies de este género más frecuentes en el Avencó, tenían un crecimiento definido en primavera y mediados de verano.

Gomphonema angustatum var. *producta* es una especie propia de aguas alcalinas y frías; por ello su distribución alcanza un máximo en invierno y luego decrece hasta casi desaparecer. En cambio, *Gomphonema intricatum* var. *pumila* alcanzó un crecimiento máximo en otoño y primavera y *Gomphonema constrictum* se halló, durante la mayor parte del ciclo, en las estaciones superiores, excepto en otoño, en que se extendió a todo el río.

Gomphonema olivaceum nunca apareció en las tres estaciones superiores, en las que el sustrato en silíceo, y sí en las cinco restantes de sustrato calcáreo hecho ya conocido PATRICK (1977). Tuvo un crecimiento máximo durante el invierno y luego desapareció progresivamente. Las tres especies de la familia de las Epitemiáceas, *Epithemia turgida, E. sorex* y *Rhopalodia gibba* estuvieron siempre limitadas a las tres estaciones superiores posiblemente a causa de la baja mineralización en dicho tramo.

En cuanto a las *Nitzschia, Nitzschia dissipata* y *N. palea* fueron las más frecuentes. *Nitzschia palea*, especie cosmopolita y amante de la polución (FJERDINGSTAD, 1965), nunca llegó a crecer en masa en el Avencó, aunque fue abundante durante todo el año.

Vaucheria woroniniana presentó un crecimiento muy destacado en abril en la estación tres, donde se desarrolló y fructificó. Este crecimiento tan espectacular se explica por concurrir determinadas circunstancias: agua no muy rápida, y la luz necesaria para fructificar (BLUM, 1956).

Ulothrix zonata fue muy abundante a fines de otoño y en invierno, cubriendo totalmente las piedras de color gris. El resto del ciclo se mantuvo en la parte superior (estaciones 1 y 2) hasta que en octubre volvió a ocupar todo el río. Es una especie característica de aguas frías y bien oxigenadas; y si recibe la luz del sol puede llegar a tener crecimiento en masa (JAAG, 1938) sobre las piedras. Se desarrolla en aguas oligosaprobias y también polucionadas, por lo que FJERDINGSTAD (1950) habla de dos razas de *Ulothrix zonata*, una de aguas limpias y otra de aguas polucionadas.

Stigeoclonium tenue mantuvo su presencia a lo largo de todo el ciclo; en el invierno persistió sólo la base de sus filamentos, pero a principios y mediados de verano se desarrolló mejor. Es una especie de aguas frías y tranquilas que vive bien en las aguas polucionadas. Otra especie de la familia quetoforáceas, *Draparnaldia plumosa* apareció ocasionalmente en el Avencó y es por el contrario muy sensible a la polución (FJERDINGSTAD, 1960).

Cladophora glomerata var. *crassior* alcanzó un máximo de crecimiento durante el otoño, mientras que durante el invierno permaneció solamente la base cargada de epífitos y materias minerales. En verano vió frenado su crecimiento por los epífitos que actúan reduciendo la luz y los nutrientes (MOORE; 1978) 25° C parece ser una temperatura crítica para su desarrollo.

Spirogyra sp. (sin fructificación) y *Spirogyra borgeana* formaban una misma masa de filamentos. Alcanzaron un desarrollo máximo en primavera y verano en las zonas remansadas y en las orillas del arroyo con crecimientos muy destacados y recubrimiento parcial del río en ocasiones. Estas masas de *Spirogyra* juegan un papel importante en el transporte río abajo de materia orgánica y por ella contribuyen a la autodepuración del río (BLUM, 1957).

Staurastrum punctulatum fue la conjugada más frecuente con mayor crecimiento a fines de invierno y en primavera.

DISCUSION

La ocurrencia de las diferentes especies en diferentes estaciones y épocas del año, dependió de un conjunto de factores de los que el flujo y la velocidad de la corriente fueron los más importantes aunque un gran número de las especies eran constantes y aparecían

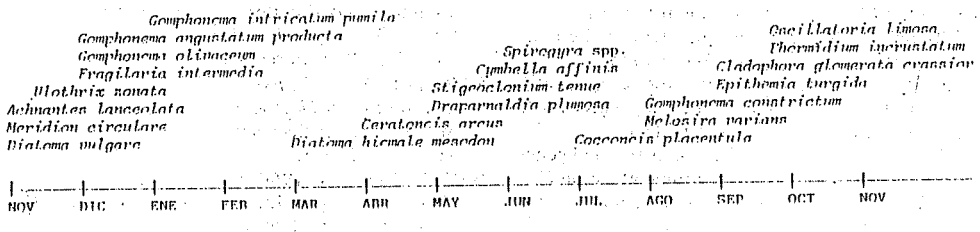


Fig. 2. Epoca de máximo en el desarrollo de las especies más indicativas de l'Avencó.

en todos los puntos de muestreo como *Cocconeis placentula, Cocconeis pediculus, Rhoicosphenia curvata* y *Nitzschia palea* que son especies cosmopolitas, y toleran un amplio margen de condiciones físico-químicas.

El flujo tuvo efectos sobre la totalidad de la flora. La crecida experimentada como consecuencia de las lluvias de febrero y mayo despobló prácticamente de algas las estaciones a la desembocadura.

Un grupo de especies era propio de aguas frías y rápidas y por ello se localizaban principalmente en la parte superior del río. En esta zona y en invierno se desarrollaron especialmente *Meridion circulare, Achnantes lanceolata, Gomphonema angustatum* var. *producta* y *Ulothrix zonata*, mientras que en primavera *Ceratoneis arcus, Diatoma hiemale* var. *mesodon, Gomphonema intricatum* var. *pumila* y *Vaucheria woroniniana* fueron las más abundantes.

Otras especies tenían preferencia por aguas tranquilas. Tal es el caso de *Stigeoclonium tenue* y *Draparnaldia plumosa*, que tuvieron un desarrollo máximo en verano. También *Spirogyra* spp se desarrolló en masa en lugares remansados durante el verano y el otoño y se vió favorecida por el estiaje, que limitó a pequeñas balsas algunos tramos del río. También *Cladophora glomerata* var. *crassior, Phormidium incrustatum* y *Epithemia* se desarrollaron mejor en aguas tranquilas con un máximo de presencia en otoño.

Esta temporalidad de algunas especies que combina el flujo con la temperatura se puede expresar como diferencias en la caracterización de las poblaciones a lo largo del tiempo tal como se indica en la fig. 2.

Por otra parte es improbable que los nutrientes tuvieran un efecto importante sobre las distribución de las especies ya que siempre fueron escasos. En cambio la diferencia de sustrato y de mineralización del agua entre las estaciones superiores y las inferiores fue un factor de diversidad. Así, *Gomphonema olivaceum* faltó en las tres estaciones superiores del curso, donde la concentración del ión calcio era muy baja.

BIBLIOGRAFIA

BLUM, J.L. 1956. The ecology of river algae. *Bot. rev.*, 22: 291-341.

1957. An ecological study of the algae of the Saline River, Michigan. *Hydrobiol.*, 9: 361-408.

1960. Algal populations in flowing waters. In: *The ecology of algae*, Pymat. Symp. in Ecol., Spec. Publ. 2: 11-21. Pittsburg.

BUTCHER, R.W. 1949. Problems on distribution of sessile algae in running waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 10: 98-103.

DOUGLAS, B., 1958. The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stoms stream *J. Ecol.* 46: 295-322.

FJERDINGSTAD, E. 1950. The microflora of the River Molleaa with special reference of the benthal algae to pollution. *Fol. Limnol. Scandinav.* 5,123 págs.

1965. Taxonomy and saprobic valency of benthal phyto-microorganisms. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 50: 475-604.

JAAG, O. 1938. Die Kryptogamenflora des Rheinfalls und des Hochrheins von Stein bis Eglisau. *Mitt. Internat. Naturf. ges. Schaffausen.*

MARGALEF, R. 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 45: 133-153.

MOORE, F. 1978. Attached algae at thermal generating stations-the effect of temperature on *Cladophora. Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 1.727-1.733.

PATRICK, R. 1977. Ecology of fresh-waters diatoms-diatom communities. In: *The biology of diatoms* (WERNER, D., ed.): págs. 284-332. Blackwell, Oxford.

PRAT, N.; PUIG, M.A.; GONZALEZ, G. & TORT, M.J. 1982. Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besós i Llobregat. 1: Els factors físics i químics. *Mon. Servei Medi Ambient Dip. Prov. Barcelona.* nº 6.

SABATER, S. 1982. *Estudio de la sucesión ecológica de una población algal en L'Avencó (Montseny).* Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona. 142 págs.

WHITFORD, L.A. 1960. Ecological distribution of fresh-water algae. In: *The ecology of algae.* Pymat. Symp. in Ecology, Spec. Publ. 2: 2-10. Pittsburg.

WHITFORD, L.A. & SCHUMACHER, G.J. 1963. Communities of algae in North Carolina streams and their seasonal relations. *Hydrobiol.*, 22: 133-196.

APENDICE. Especies presentes en el arroyo de l'Avencó durante 1979-80 con indicación de su periodicidad, estación en la que eran más abundantes y época del año de mayor desarrollo.

Especies	Periodicidad	Estaciones donde eran más frecuentes	Período del año de mayor abundancia
CYANOPHYCEAE			
Calothrix clavata West G.S.	Ocasional	1,2	
Tolypothrix limbata Thur	Ocasional	1	Sep y Oct
Oscillatoria limosa Ag. ex Gom.	Esporádica	1,3	Sep a Dic
Oscillatoria formosa Bory ex Gom.	Ocasional	1,8	May y Ago
Phormidium favosum (Bory) Gom.	Constante	1,2,7,8	-
Phormidium incrustatum (Nag.)Gom.	Constante		Jul a Nov
Nostoc verrucosum Vauch. ex Born	Constante	1,2	Jun y Jul
BACILLARIOPHYCEAE			
Melosira varians C.A. Ag.	Constante	-	Ago a Nov
Melosira arenaria Moore	Esporádica	-	Oct y Nov
Cyclotella striata (Kütz.) Grun	Ocasional	-	-
Diatoma vulgare Bory	Constante	-	Nov a Dic Abr
Diatoma vulgare var. *capitulata* Grun	Esporádica	7,8	Abr a May Dic
Diatoma hiemale var. *mesodon* (Ehr.) Grun	Esporádica	1,2	Dic a Mar
Meridion circulare Agardh	Esporádica	-	Nov y Dic
Ceratoneis arcus Kütz	Esporádica	1,2	Abr y May
Fragilaria capucina var. *mesolepta* (Rabh.) Grun	Esporádica	7,8	Sep a Nov
Fragilaria intermedia Grun	Constante	-	Dic a Feb
Synedra ulna (Nitzsch.) Ehr.	Constante	-	Nov a Feb Abr a Jun Sep a Nov
Synedra ulna var. *oxyrhynchus* (Kütz)	Constante	-	Nov a Ene
Synedra ulna var. *amphirhynchus* (Ehr.) Grun	Constante	-	Jun a Ago

Especies	Periodicidad	Estaciones donde eran más frecuentes	Período del año de mayor abundancia
Cocconeis pediculus Ehr.	Constante	-	Oct a Nov
Cocconeis placentula Ehr.	Constante	-	Jul a Nov Ene
Achnantes lanceolata Breb.	Constante	-	Nov a Ene Mar a May
Rhoicosphenia curvata (Kütz)Grun	Constante	-	-
Amphipleura pellucida Kütz	Constante	4,8	Sep y Nov
Gyrosigma acuminatum (Kütz) Rabh.	Ocasional	-	Sep y Nov
Frustulia vulgaris Thwaites	Ocasional	-	-
Caloneis bacillum (Grun) Meresch	Ocasional	-	-
Caloneis silicula (Ehr.) Cl.	Ocasional	-	-
Caloneis silicula var. *truncatula* Grun	Ocasional	-	-
Neidium dubium (Ehr.) Cl.	Ocasional	7,8	Sep y Nov
Neidium dubium f. *constricta* Hust.	Ocasional	-	-
Diploneis ovalis (Hilse) Cl.	Ocasional	-	-
Stauroneis phoenicentron Ehr.	Ocasional	-	-
Stauroneis legumen Ehr.	Ocasional	-	-
Navicula cryptocephala Kütz	Constante	-	Dic a Feb Ago a Oct
Navicula salinarum var. *intermedia* (Grun.) Cl.	Ocasional	-	-
Navicula vulpina Kütz.	Constante	-	Mar y Abr Ago a Nov
Navicula gracilis Ehr.	Constante	-	Ago a Nov
Amphora ovalis Kütz	Constante	-	Oct a Nov Jun
Amphora perpusilla Grun	Constante	-	Oct a Nov Jun
Cymbella prostrata (Berk.) Cl.	Constante	-	Ago a Nov
Cymbella ventricosa Kütz	Constante	-	Feb a Mar Sep a Nov
Cymbella sinuata Gregory	Constante	-	Feb a Mar
Cymbella affinis Kütz	Constante	-	Mar a May
Cymbella aspera (Ehr.) Cl.	Constante	-	-
Gomphonema acuminatum var. *coronata* (Ehr.)	Ocasional	8	Ago a Sep
Gomphonema angustatum var. *producta* Grun	Esporádica	-	Dic a Feb
Gomphonema angustatum var. *undulata* Grun	Ocasional	8	-
Gomphonema intricatum var. *pumila* Grun	Constante	-	Mar a Abr Ene
Gomphonema constrictum Ehr.	Esporádica	1,2	Ago a Nov
Gomphonema constrictum var. *capitata* (Ehr.) Cl.	Ocasional	7,8	-
Gomphonema olivaceum (Lyngb.)Kütz	Constante	4,5,6,7,8	Dic a Feb
Epithemia turgida (Ehr.) Kütz	Constante	1,2,3	Sep a Nov
Epithemia sorex Kütz	Constante	1,2,3	Ago a Nov
Rhopalodia gibba (Ehr.) Müll.	Ocasional	1,2,3	Nov
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grun	Ocasional	-	-

Especies	Periodicidad	Estaciones donde eran más frecuentes	Período del año de mayor abundancia
Hantzschia amphioxys var. *maior* Grun	Ocasional	-	-
Nitzschia linearis Smith	Constante	-	Mar a May
Nitszchia dissipata (Kütz) Grun	Constante	-	Feb a Abr Sep a Nov
Nitzschia acuta Hantzsch.	Esporádica	3,8	-
Nitzschia obtusa Smith	Ocasional	-	-
Nitzschia palea (Kütz.) Smith	Constante	-	-
Nitzschia gracilis Hantzsch.	Esporádica	-	Nov a Feb
Surirella linearis Smith	Ocasional	5	Ene
Surirella linearis var. *constricta* (Ehr.) Grun	Ocasional	-	-
Surirella ovata Kütz	Ocasional	-	-
Campylodiscus noricus (Ehr.)	Ocasional	-	-
XANTHOPHYCEAE			
Vaucheria woroniniana Heering	Ocasional	-	-
EUCHLOROPHYCEAE			
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.	Constante	-	Oct a Nov May
Ulothrix zonata Kütz	Esporádica	-	Nov a Feb
Stigeoclonium tenue Kütz (Samm.)	Constante	-	May Jul Sep a Nov
Draparnaldia plumosa (Vaucn.) Agardh.	Esporádica	-	Ene a Feb May a Jun
Oedogonium sp.	Ocasional	2	Ago
Cladophora glomerata var. *crassior* (Ag.)	Constante	-	Sep a Nov Ene a Feb
Zygnema sp.	Esporádica	-	Jul
Spirogyra sp. + *Spirogyra borgeana* Trans.	Esporádica	1,2,6,8	Jun a Nov
Mougeotia sp.	Esporádica	-	May
CONJUGATAE			
Closterium dianae Ehrenb.	Esporádica	-	Abr a Jun
Closterium acerosum (Schr.) Ehr.	Ocasional	5,6,8	-
Closterium ehrengergii Menegh.	Esporádica	-	Jul a Oct
Closterium moniliferum (Bory)Ehr.	Constante	-	Abr a May Sep a Nov
Cosmarium laeve Rabenh.	Ocasional	-	-
Cosmarium vexatum West	Esporádica	6,7,8	Sep a Oct
Staurastrum punctulatum Breb.	Constante	-	Nov a Ene Abr a Jul

Doseles de aliso y crecimiento de plantas acuáticas

F. Bermúdez de Castro[1]; P. Barbero[1]; M. G. Martín[2]

1 Cátedra de Ecología, Facultad de Biología. Universidad Complutense. Madrid 3

2 I. B. Simancas. Madrid 17

SUMMARY

ALDER CANOPIES AND GROWTH OF AQUATIC PLANTS

The effect of alder canopies upon aquatic plants is studied in River Guadalix and in Retuerta Brokk (near Madrid, Spain). In places with polluted water as well as in those without pollution, alder canopy avoids the growth of algae and aquatic plants suchs as *Lemna* sp. and *Ranunculus* sp.

INTRODUCCION

Alnus glutinosa (L.) Gaertn., aliso, es un árbol de porte piramidal, de 20 m. de altura, muy común en la Península Ibérica. Por ser estenohidro en las zonas de influencia oceánica aparece rodeando cursos de agua y prados y formando bosquetes, mientras que en las zonas de clima mediterráneo-continental se alinea a lo largo de las orillas de los ríos y arroyos donde forma ripisilvas que se propagan por retoños y semillas, por lo que no es raro ver agrupaciones de árboles brotados de cepa o nacidos de semilla en diferentes estadios de crecimiento (BERMUDEZ DE CASTRO, 1977; MERINO & BERMUDEZ DE CASTRO, 1982; SCHMITZ & BERMUDEZ DE CASTRO, 1982). En simbiosis radical con *Frankia alni* fija nitrógeno atmosférico con valores medios de actividad nitrogenásica para la zona Centro de España entre 500 y 900 nanomoles de etileno por gramo de nódulo fresco y hora, con máximos de 5023.5 (SCHMITZ & BERMUDEZ DE CASTRO, 1982).

El nitrógeno es uno de los principales factores limitantes en ecosistemas terrestres y dulceacuícolas; concentraciones muy bajas en las aguas limitan la producción de los lagos (FOGG, 1971) y de los cursos de agua (GRANDHALL & LUNDGREN, 1971). Sin embargo, donde crecen alisos aumenta la producción primaria de las aguas como se ha visto en lagos del Reino Unido y como observó GOLDMAN (1961) en el lago Castle (California), cuyas aguas cercanas a una aliseda de *A. tenuifolia* contenían 17% más de nitrógeno que las aguas alejadas de

estos árboles. Estos incrementos de nitrógeno son debidos al retorno al suelo y al agua de compuestos nitrogenados a través de excreciones radicales, del agua de lluvia que lava troncos y ramas (SILVESTER, 1977), de la descomposición del lecho de hojarasca y de la necrosis nodular. Por ello aumenta la producción de los suelos (BERMUDEZ DE CASTRO, 1981) y puede aumentar en las aguas.

Sin embargo, no se alcanzan valores excesivos ni se acelera la eutrofización, ya que el dosel de aliso impide el crecimiento de plantas de ciclo largo dentro del agua. En efecto, las hojas de color verde oscuro, al absorber selectivamente en el espectro visible y reflejar parte de la luz solar incidente, provocan situaciones de penumbra bajo el dosel que se prolongan hasta fines de otoño, pues el aliso mantiene las hojas más tiempo que otros árboles ripícolas. Además estos árboles tienen un sistema radical muy desarrollado por lo que retardan la erosión fluvial, estabilizan las orillas y disminuyen el aterramiento de los cauces (SCHMITZ & BERMUDEZ DE CASTRO, 1982). Este hecho unido a su crecimiento rápido hace que estén indicados para regular las redes hidrográficas, como se hace en varias naciones de América Central (BUDOWSKI, 1979) y en Colombia por indicación de la F.A.O.

En este trabajo se estudia el efecto de alisedas espontáneas sobre el crecimiento de algas y vegetación sumergida en un tramo contaminado por materia orgánica del río Guadalix (Madrid) y en otro sin contaminar del arroyo Retuerta (Avila).

MATERIAL Y METODOS

ANALISIS DE AGUAS

Se recogieron muestras simples de agua que, sin fijar, se trasladaron al laboratorio en botellas cerradas dentro de una nevera a 4-5° C. Con ellas se realizaron los análisis de D.Q.O. y $D.B.O._5$ según las normas de los STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1980). La conductividad y el pH se midieron *in situ*.

OBSERVACIONES SOBRE EL CRECIMIENTO DE LA VEGETACION

Se hicieron diversas observaciones *de visu* y se recogió el material para su tipificación durante los meses de octubre y noviembre de 1981 en una época en la que, por efecto de la sequía prolongada, el caudal de los ríos era notablemente inferior al habitual.

RESULTADOS

RIO GUADALIX

La zona observada (fig. 1) comprende un tramo de río aguas abajo del pantano de El Vellón, desde el puente de la carretera de El Molar a San Agustín de Guadalix hasta el puente de la carretera que atraviesa este último pueblo. El río discurre bajo el dosel de alisos, interrumpido en algunos puntos en los que se encuentran prados de extensión reducida, hasta llegar a una fábrica de papel que vierte las aguas residuales a cielo abierto y sin depuración. A partir de aquí, desaparece la aliseda y sólo se advierten grupos de 3 ó 4 árboles muy separados entre sí.

Hasta cerca de la fábrica el agua aparece clara, se ve el fondo y contiene numerosos peces, siendo un lugar preferido por los pescadores de la zona. El pH, conductividad, D.Q.O. y $D.B.O._5$ aparecen en la tabla I. Desde este punto y debido al efluente de la fábrica de papel, el agua aparece contaminada, de color negro y con malos olores. La conductividad aumenta en 490 unidades, la D.Q.O. en 513 y la $D.B.O._5$ en 583. Sobre los cantos rodados del lecho del río que, durante el estiaje, quedan al descubierto se depositan capas de pasta de cartón arrastrada por el agua, las cuales, al secarse, forman una costra de varios centímetros de espesor.

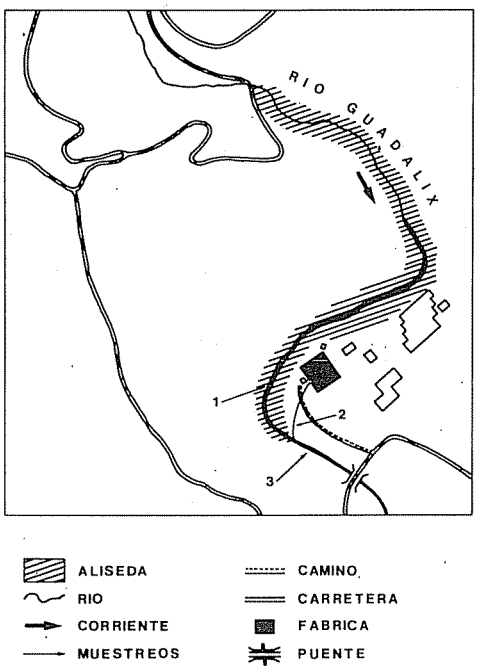


Fig. 1. Zona de muestreo en el río Guadalix.

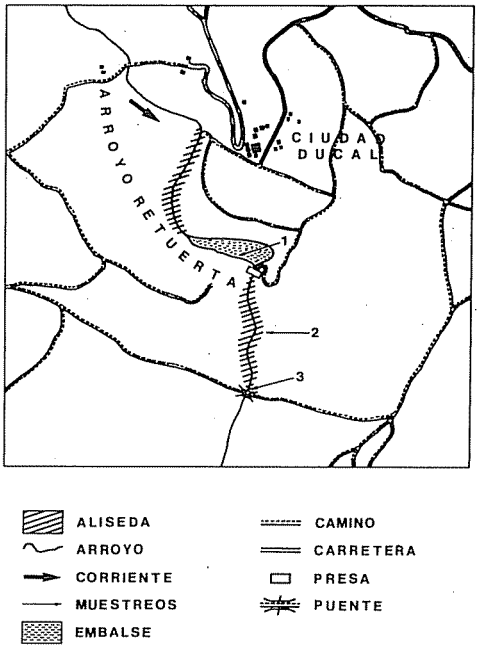


Fig. 2. Localización de la zona muestreada en el arroyo Retuerta.

ARROYO RETUERTA

La zona de estudio está situada en el término de Las Navas del Marqués y comprende un pequeño embalse en la urbanización de La Ciudad Ducal y un tramo del arroyo aguas abajo del embalse (fig. 2). El arroyo, muy estrecho, circula bajo un dosel denso de alisos interrumpido solamente en las inmediaciones de un camino de tierra que atraviesa el arroyo por un puente.

No hay prácticamente vertidos durante la

TABLA I. Características de las aguas del río Guadalix en la zona de muestreo.

	Río	Efluente de la fábrica	Mezcla de aguas
pH	6,0	5,8	6,0
Conductividad (uS/cm)	357	721	847
D.Q.O. (mg/l)	201	873	714
$D.B.O._5$ (mg/l)	92	670	630

TABLA II. Características de las aguas del arroyo Retuerta en la zona de muestreo.

	Embalse de la Ciudad Ducal	Arroyo con alisos	Arroyo sin alisos
pH	5,8	5,8	6,0
Conductividad (uS/cm)	621	141	138
D.Q.O. (mg/l)	17	29	22
$D.B.O._5$ (mg/l)	6	4	8

época de las observaciones ya que en otoño-invierno la urbanización está prácticamente deshabitada. En las orillas del embalse ha desaparecido el soto ribereño de alisos y sólo quedan contados ejemplares de porte arbustivo por retoño de tocones. Las aguas son de gran pureza como se advierte por los datos de la tabla II.

EFECTO DEL DOSEL DE ALISOS

Tanto en el río Guadalix como en el arroyo Retuerta se observa la influencia del dosel de alisos que impide el crecimiento de algas y angiospermas acuáticas.

En los tramos del río Guadalix en que los alisos forman ripisilvas en ambas orillas y el agua discurre bajo el dosel no aparecen algas macroscópicas ni plantas superiores enraizadas. En los tramos con prados ribereños las aguas están cubiertas de masas de clorofíceas *(Cladophoraceae)* cerca de las orillas sin árboles, o bien de *Ranunculus* sp. La vegetación de los cauces desaparece cuando la aliseda, recuperada, vuelve a dar sombra al río.

Más abajo se ensancha el cauce y los alisos forman grupos pequeños distanciados unos de otros. Aquí hay zonas extensas cubiertas de algas. Sin embargo, debajo de los árboles aparecen corros casi semicirculares en los que no se advierte crecimiento de algas macroscópicas, estableciendo las fronteras entre las zonas con vegetación y sin ella el paso del agua sombreada al agua expuesta al sol. Aguas abajo del efluente de la fábrica, por el efecto de los vertidos, no existen plantas acuáticas.

En el arroyo Retuerta la situación es parecida. Amplias zonas del embalse, cerca de las orillas, se encuentran cubiertas por masas de clorofíceas. Bajo los alisos no crece vegetación macroscópica en el arroyo, mientras que en el tramo sin árboles, cerca del puente, desde el borde del último aliso de la alineación, el agua aparece cubierta por un manto de *Lemna* sp.

DISCUSION

La distribución de las plantas acuáticas está relacionada con la calidad y cantidad de radiación visible que filtra el dosel de árboles y arbustos riparios. Mientras especies como *Sparganium emersum* pueden vivir continuamente sombreadas, otras como *Verónica beccabunga* necesitan mucha luz, de tal manera que se establece una división de las especies acuáticas según su tolerancia frente a la luz (HASLAM, 1978).

Aunque cualquier árbol de ribera da sombra al río y controla el crecimiento de la vegetación de los cauces, por lo que se puede establecer una relación entre esta última y la flora de los sotos ribereños (FASSETT, 1957), los alisos por la intensidad y la duración del dosel ejercen un control más efectivo, por lo que HASLAM (1978) recomienda emplearlos para regular los cursos de agua en las Islas Británicas y en el Continente Europeo.

Los resultados de las observaciones de la flora acuática en los sitios muestreados apuntan hacia un control efectivo de la vegetación de los ríos por los alisos, ya que bajo estos árboles no se encontraban cantidades apreciables de algas, no crecían las especies de luz como *Ranunculus,* ni plantas flotantes como *Lemna* sp. que toleran ciertas situaciones de sombra. Por otra parte, la frontera entre la zona de agua cubierta de vegetación y las aguas sin plantas macroscópicas coincidían con los límites de la zona sombreada por *A. glutinosa.*

Los efectos aparentemente contrarios de los alisos sobre comunidades acuáticas: añadir compuestos nitrogenados, que estimulan el crecimiento, y ensombrecer el río durante un período largo de tiempo, que inhibe el crecimiento, constituyen un control eficaz que mantiene un nivel de producción deseable en las aguas e impide las situaciones de eutrofización. Si a esto añadimos la consolidación de las orillas parece conveniente seguir las recomendaciones de Haslam (1978) y repoblar las orillas de los ríos de la

zona Centro de la Península Ibérica con *A. glutinosa*, sin desdeñar otras especies actinorrizas que, en determinadas situaciones, pueden contribuir a regular los cauces (BERMUDEZ DE CASTRO, 1980).

AGRADECIMIENTOS

A E. Molera por la ayuda prestada para la recogida de muestras y análisis de las mismas y a V. Zamorano por la realización de las gráficas.

BIBLIOGRAFIA

BERMUDEZ DE CASTRO, F. 1977. Angiospermas no leguminosas fijadoras de nitrógeno de la Península Ibérica. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, 6: 3-17.

— 1980. Incidencia de las plantas actinorrizas en la regulación de los cauces. Conferencia Europea sobre Saneamiento de las Ciudades. Madrid.

— 1981. Diazotrofía como técnica en Agronomía y Silvicultura. En: *Productividad Vegetal.* C. Vicente (ed.). Ed. Univ. Complutense. Madrid. págs. 193-225.

Univ. Complutense. Madrid. págs. 193-225.

BUDOWSKI, G. 1979. Int. Conf, on Coop. in Agroforestry. Nairobi. Kenya. 31 pp.

FASSETT, N.C. 1957. *A Manual of Aquatic Plants.* Univ. Wisconsin Press. Madison.

FOGG, G.E. 1971. Nitrogen Fixation in Lakes. *Plant and Soil, Special vol.*, 393-401.

GOLDMAN, C.R. 1961. The contribution of the alder trees *(Alnus tenuifolia)* to the primary productivity of Castle Lake, California. *Ecology*, 42: 282-288.

GRANHALL, U. & LUNDGREN, A. 1971. Nitrogen fixation in Lake Erken. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 711-719.

HASLAM, S.M. 1978. River Plants. Cambridge Univ. Press. Cambridge. 396 págs.

MERINO, E. & BERMUDEZ DE CASTRO, F. 1982. Estudios en ecosistemas diazotróficos. I. Alisedas de la cuenca del río Alberche. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, en prensa.

SCHMITZ, M.F. & BERMUDEZ DE CASTRO, F. 1982. Estudios en ecosistemas diazotróficos. II. Alisedas del noroeste de Guadalajara. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, en prensa.

SILVESTER, W.B. 1977. Dinitrogen fixation by plant associations excluding legumes. In: *A Treatise on Dinitrogen Fixation.* IV. *Agronomy and Ecology.* R.W.F. HARDY y A.H. GIBSON (eds.) John Wiley and Sons. New York. págs: 141-190.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 1980. APHAAWWA-WPCF. Amer. Pub. Health Ass. Washington. 1.134 págs.

Some water mites (Acari, Parasitengona) from the island of Minorca

Antonio García-Valdecasas; Javier García Avilés

Museo Nacional Ciencias Naturales. c/Castellana, 80. Madrid, 6

RESUMEN

ALGUNAS HIDRACNELAS (ACARI, PARASITENGONA) DE LA ISLA DE MENORCA.

Las hidracnelas de las islas Baleares son prácticamente desconocidas, contabilizándose un total de 9 especies entre Mallorca e Ibiza. Muestras tomadas en la isla de Menorca han rendido un total de 10 especies, con lo que el número total en el conjunto de las islas se eleva a 16.

Entre las especies encontradas cabe mencionar *Oxus strigatus* (Mull.) y *Aturus protzi* Piersig, ambas consideradas como muy raras.

Aunque puede resultar prematuro, todos los indicios apuntan a una mayor afinidad faunística (al menos en lo que a hidracnelas se refiere) entre las islas Baleares y la Península Ibérica, reforzando el criterio de inclusión de las mismas en la subregión 1 de Limnofauna Europaea.

INTRODUCTION

Only two previous works have dealt with the water mite fauna of the Balearic islands. VIETS (1955) examined a small sample from Mallorca and Ibiza, and LUNDBLAD (1972) one from Mallorca (table I). A total of nine species and subspecies with only two taxa restricted to the islands was recorded. In this work we present the results of samples taken on the island of Minorca to which there is only a reference to "Hydracarina" by MARGALEF (1952). Ten species were found and the number of water mites known to the islands raised to sixteen. Continued sampling will no doubt reveal a richer fauna than is currentlly known.

SAMPLING SITE AND METHODS

All the samples were taken at the end of 1979 and the beginning of 1980. A brief description of the sampling sites follows:

Riera de San Juan. A canalised stream 5 m wide. At the time of sampling the water

flow was 2.0 m wide and 0.5 m deep. Mud bottom with some plant detritus. 10 m above sea level. The stream flowed through cultivated land. (1-11-79): *Lebertia* sp. Stream of Santa Galdana. 2 m wide and 0.2 m deep. Bottom of calcareous stones and with few water plants. 20 m a. s. 1. (25-9-79) slightly flowing water: *Hydrodroma despiciens torrenticola, Oxus strigatus, Limnesia fulgida, Hygrobates longipalpis. Neumania uncinata.*

(20-1-80) medium flowing water: *Sperchon papillosus compactilis, Torrenticola* sp. *Neumania uncinata, Aturus protzi, Kongsbergia largaiolli.*

Samples were taken with a conical net of 180 micras and then fixed in Angelier's fluid (ANGELIER, 1953). After washing in the laboratory through two metal sieves of 1 mm and 0.250 mm mesh, the last fraction was sorted and the mites stored in Koenike's fluid.

RESULTS

Hydrodroma despiciens torrenticola (WALTER, 1908).

Only one male was in the samples. The morphology of this subspecies and the nominate species is very similar. The main differences concern the habitat and chaetotaxy of the three posterior pairs of legs: *H. despiciens* s. s. lives mainly in lentic waters and *H. despiciens torrenticola* in streams. LUNDBLAD (1962) gives a revision of the literature concerning this species. The chaetotaxy of our specimen clearly falls within the variability given by LUNDBLAD for *torrenticola* swimming hairs: II-L-5 (h): 0; III-L-4 (v): 0; III-L-4 (h): 7, III-L-5 (v): 0; III-L-5 (h): 4; IV-L-4 (v): 7; IV-L-4 (h). 7; IV-L-5 (v): 5; IV-L-5 (h). 4.

VIETS (1955) found *H. despiciens* s.s. in a small stream on Ibiza. *H. despiciens torrenticola* is widely distributed in Europe.

Sperchon papillosus compactilis KOENIKE, 1911.

LUNDBLAD (1956) considered *S. compactilis* KOEN, as a subspecies of *S. papillosus* THOR, the diagnostic difference being the lack of ventral setae on P-III. This subspecies is found in central Europe, Iberian Peninsula and north Africa.

Lebertia sp.

Both VIETS and LUNDBLAD found *Lebertia (Pilo.) porosa* (THOR) on the island of Mallorca. Our female specimen does not belong to this species, but we have been unable to identify it. Further sampling should make its identification feasible.

Oxus strigatus (MÜLL.) [= *O. ovalis?* (MÜLL.)].

Only one female of this rare species: Ventral body length: 801 microns. Length between anterior end of first coxa and posterior end of fourth: 684 microns. Genital field: 144 microns in length, 95 microns maximum width.

Dorsal length of palp segments: P-1: 33 microns; P-II: 50 microns; P-III: 38 microns; P-IV 66 microns; P-V: 25 microns. Chelicera: 142 microns long.

Dorsal length of first and fourth leg segments: I-L-2: 45 microns; I-L-3: 63 microns; I-L-4: 90 microns; I-L-5: 104 microns; I-L-6: 95 microns; IV-L-1: 77 microns; IV-L-2: 54 microns; IV-L-3: 90 microns; IV-L-4: 127 microns; IV-L-5: 172 microns; IV-L-6: 176 microns. (fig. 1).

This species has been found in scaterred parts of Europe (VIETS, 1978).

Torrenticola sp.

VIETS (1955) described *Torrenticola pharyngealis aberrans* from a male found on Mallorca. We hoped that our female specimen could be of the same subspecies but detailed comparisons revealed that it is another species. It belongs to the *T. elliptica* gruppe, but with only one specimen we do not feel sure enough of its identity. As with the specimen of *Lebertia,* further sampling should make easier its identification.

Limnesia fulgida KOCH, 1836

A taxon widely distributed throughout Europe up to north America.

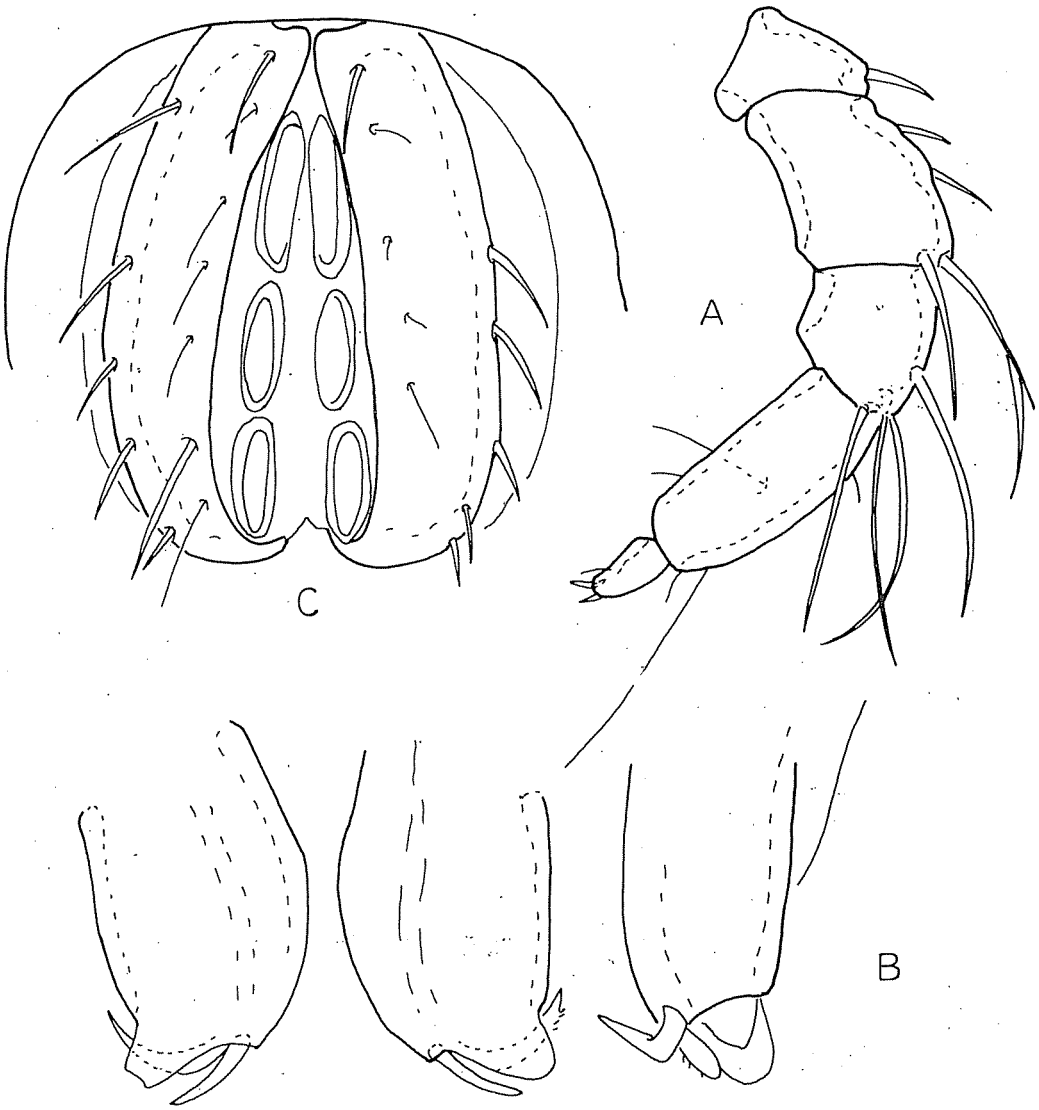


Fig. 1. *Oxus strigatus* A) Palp (Palpo). B) Anterior end of first coxa (Extremo anterior de la primera coxa). C) Genital field (Area genital).

Hygrobates longipalpis (HERMANN, 1804)

Previously found in the island of Ibiza. Holartic distribution.

Neumania uncinata WALTER, 1927

Known from scattered places in southern Europe.

Aturus protzi PIERSIG, 1901

This species is considered to be very rare. Male: Ventral length to anterior end of first coxa: 380 microns. Width between insertions of fourth legs: 255 microns.

Dorsal length of palp segments: P-I: 24 microns; P-II: 59 microns; P-III: 36 microns; P-IV: 84 microns; P-V: 34 microns.

Posterior pair of legs with a complex-

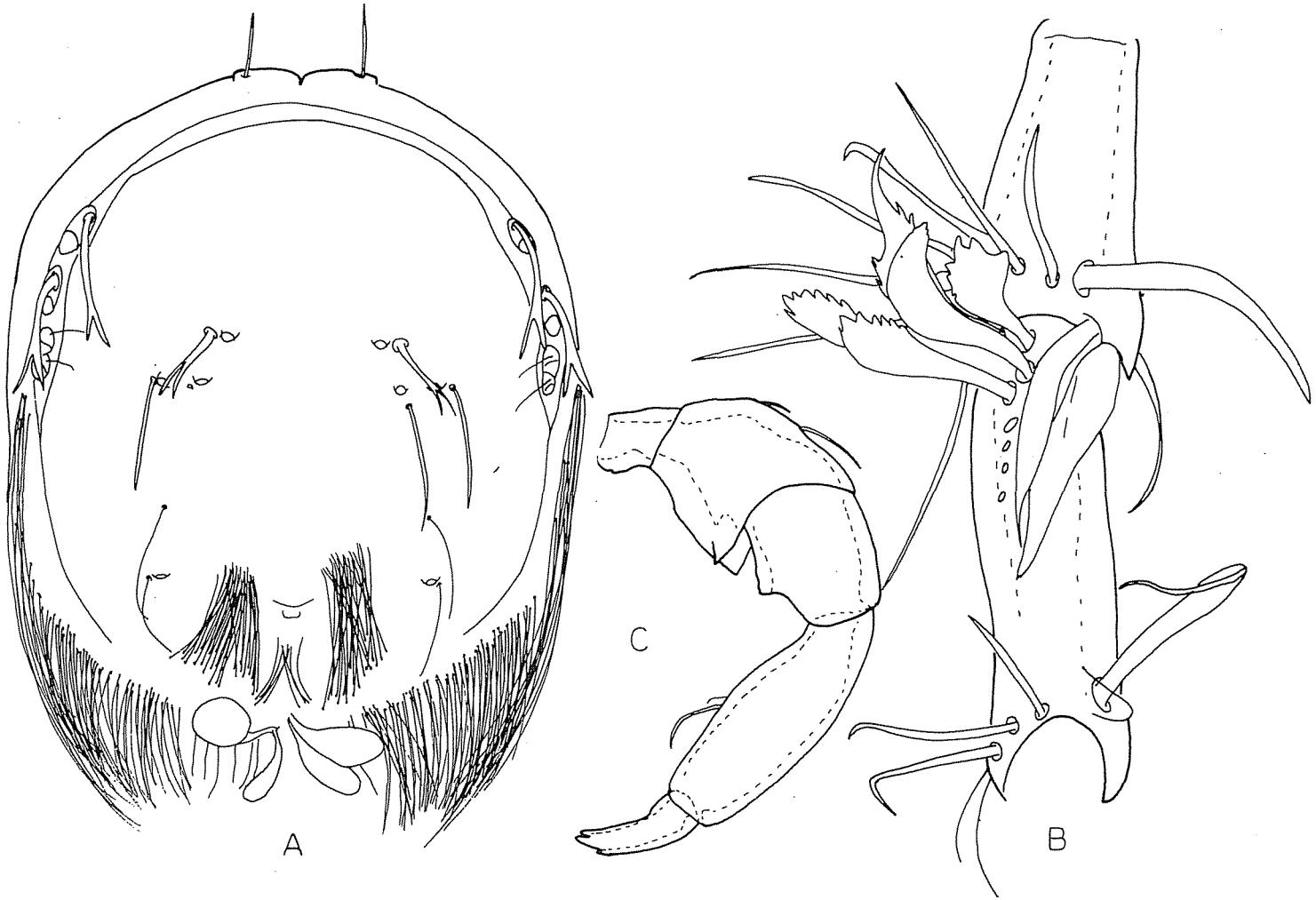


Fig. 2. *Aturus protzi* A) Dorsal view (Superficie dorsal). B) Four and fifth segments of last pair of legs (Cuarto y quinto segmentos del último par de patas). C) Palp (Palpo).

chaetotaxy on fourth and fifth segments (fig. 2).

This species has been found in Germany, Pyrénées, Sierra de Guadarrama (Spain) and Corsica.

Kongsbergia largaiolli (MAGLIO, 1909)

Species found in Britain, central and south Europe.

FINAL REMARKS

Table I summarizes our present knowledge of the water mite fauna of the Balearic islands. Only two taxa, *Torrenticola pharyngealis aberrans* and *Eylais comptesarti* seems to be restricted to the islands. As a whole, the water mite fauna has more similarities with the Iberian Peninsula than with Corsica or region 3 of Limnofauna Europaea (ILLIES, 1978) and support the inclusion of these islands in region 1.

Finally we would like to point out a striking fact: almost all the taxa in every sampling date belongs to a different water mite family. It could be said that the taxonomic dispersion tends here to a maximun.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are very grateful to T. GLEDHILL. K.O. VIETS and E. ORTIZ for helpful advice.

TABLE I. Water mites from Balearic islands. (Hidracnelas de las Islas Baleares). 1955 (VIETS, 1955), 1972 (LUNDBLAD 1972), 1981 (This work).

Mallorca (1955*, 1972°)
- *Eylais* sp.*
- *Lebertia porosa*°
- *Torrenticola pharingealis aberrans**
- *Hygrobates longipalpis**
- *Arrenurus* sp.*

Ibiza (1955)
- *Hydrodroma despiciens*
- *Hygrobates longipalpis*
- *Arrenurus (Micruracarus)*

Mallorca (1972)
- *Eylais comptesarti*
- *Hygrobates calliger*

Menorca (1981)
- *Hydrodroma despiciens torrenticola*
- *Sperchon papillosus compactilis*
- *Lebertia*
- *Oxus strigatus*
- *Torrenticola*
- *Limnesia fulgida*
- *Hygrobates longipalpis*
- *Neumania uncinata*
- *Aturus protzi*
- *Kongsbergia largaiolli*

BIBLIOGRAPHY

ANGELIER, E. 1953. Recherches écologiques et biogéographiques sur la faune des sables submergés. *Arch. Zool.* expé. gén., Paris 90: 37-161.

ILLIES, J. 1967, 1978. *Limnofauna Europacea.* G. Fischer, Stuttgart, New York.

LUNDBLAD, O. 1956. Zur Kenntnis süd-und mitteleuropäischer Hydrachnellen. *Ark. Zool.* 10: 1-306.

—1962. Di Hydracarinen Schwedens. II. *Ark. Zool.* 14: 1-635.

LUNDBLAD, O. 1972. Einige Wassermilben aus Mallorca, Gomera und Kamerun. *Ent. Ts. Arg.*, 93: 113-122.

MARGALEF, R. 1952. Materiales para la hidrobiología de la isla de Menorca. *P. Inst. Biol. Apl.*, 11: 5-112.

VIETS, K. 1955. Kleine Sammlungen europäischer und aussereuropäischer Wassermilben (Hydrachnellae, Acari). *Abh. Nat. Ver. Bremen.* 34: 1-26.

VIETS, K.O. 1978. Hydracarina. En *Limnofauna Europea* (J. ILLIES ed.) : 154-181. G. Fischer. Stuttgart, New York.

Ecología, distribución y ciclos de desarrollo de eferopteros de Sierra Nevada *I: Baetis maurus* Kimmins, 1938 (Ephemeroptera, Baetidae)

Javier Alba Tercedor

Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias (Secc. Biológicas), Universidad de Granada.

SUMMARY

ECOLOGY, DISTRIBUTION AND LIFE CYCLES OF MAYFLIES FROM SIERRA NEVADA (SPAIN). I: *Baetis maurus* KIMMINS, 1938 (EPHEMEROPTERA BAETIDAE)

The distribution, autoecology and life cycle of *Baetis maurus* Kimmins, 1938 (Ephemeroptera, Baetidae) are studied from data obtained in some streams of Sierra Nevada (S Spain) during an annual sampling period. *B. maurus* lived preferably in zones with high velocity of current and stony bottom. Two annual generations with two long flying periods were observed. Flying periods were determined by interruption of flight during late June and November-December.

INTRODUCCION

La falta de conocimientos que tenemos de la fauna de los efemerópteros ibéricos, unido al creciente interés que las fases acuáticas de estos insectos están despertando en investigadores de todo el mundo por su importancia ecológica (CUMMINS, 1976); y por ser unos buenos indicadores biológicos de la calidad de las aguas (BRAASCH & JACOB, 1976; FREMLING, 1970; SOWA, 1980; MARSHALL, 1980), nos animó a profundizar en la línea iniciada anteriormente (ALBA & JIMENEZ, 1978) sobre el estudio de los efemerópteros de Sierra Nevada.

MATERIAL Y METODOS

Dentro del complejo de Sierra Nevada y en los límites que para este macizo montañoso establecieron ESPINOSA (1976) y PASCUAL (1978) estudiamos seis cursos de agua pertenecientes a la zona tanto caliza como silícea de dicho macizo. (fig. 1).

De los ríos estudiados, el Río Aguas Blancas atraviesa terrenos calizos y está interrumpido en su curso por el Embalse de Quentar. En él establecimos tres estaciones de muestreo, desde la cabecera hasta su desembocadura con el Río Genil (est. 1, 2 y 3). Por el contrario los otros cinco cursos de agua es-

tudiados (Río Dúrcal, Río Torrente, Río Lanjarón, Río Chico y Río Poqueira) discurren por zonas silíceas y en cada uno de ellos establecimos una estación de muestreo (estaciones 4 a 8).

El muestreo se realizó mensualmente a lo largo de un ciclo anual comprendido entre Abril de 1979 y Marzo de 1980. Se tomaron muestras con una red tipo Surber, de tamaño de malla lo suficientemente pequeño (0,36 mm.) que nos permitiera capturar las ninfas de las diferentes fases de desarrollo (el término "fase" se utiliza en el sentido que da ROSS, 1968). Simultáneamente se hicieron anotaciones sobre el tipo de lecho de la superficie muestreada además de medirse la velocidad de la corriente con la ayuda de un instrumento similar al descrito por DOWDESWELL (1967).

Tras la captura de los organismos se procedía a medir los distintos parámetros físico-químicos considerados. La temperatura con un termistor; el pH con un peachimetro portátil; el contenido en Oxígeno, la dureza de Calcio y Magnesio y los Nitratos y Nitritos se analizaron "in situ" con equipos de la casa "Hach Chemical". Debido al escaso contenido en Nitritos de las aguas estudiadas, se usó un equipo de medición de bajo rango (0 - 1 mg/l.) y se expresó el contenido total de Nitrógeno en forma de Nitratos y Nitritos juntos. Los fosfatos se analizaron en el laboratorio con un equipo "Hach" de bajo rango (0-1 mg/l.). La conductividad fue medida con un conductímetro provisto de corrector de temperaturas.

Las muestras se guardaron en frascos separados que se fijaron en el terreno añadiéndoles formol hasta una concentración del 4%. Posteriormente, en el laboratorio, se separaban los animales y las ninfas se conservaban en alcohol de 75°.

Para el estudio de los ciclos biológicos de desarrollo de Efemerópteros y en general para muchos macroinvertebrados acuáticos, se siguen dos metodologías. Una basada en la biometría y otra basada en la aparición progresiva de diversas estructuras; fundamentalmente las traqueobranquias y los estuches alares o pterotecas.

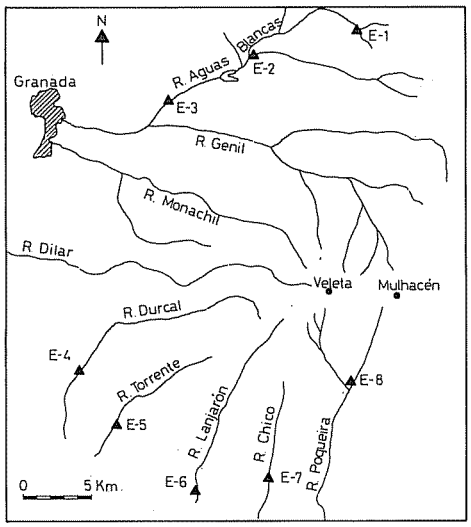


Fig. 1. Mapa de la zona estudiada y localización de las estaciones de muestreo.

Debido a lo delicado de los tegumentos de las ninfas del género *Baetis* lo que hace que al ser fijadas queden en posiciones que las hacen difíciles de medir, optamos por el segundo método. Con métodos similares GUILLOUZIC (1965) distinguía cinco fases de desarrollo, BRETSCHKO (1965) seis y LEHMKUHL (1970) cinco.

A la vista de estos antecedentes comenzamos a estudiar nuestro material y observamos que tanto con el criterio de GUILLOUZIC (1965) como con el de LEHMKHUL (1970) el intervalo de un estadio a otro era excesivo; de tal modo que dentro de una misma fase se encontraban intervalos de variación relativamente amplios en relación a la longitud de las ninfas. Esta dificultad en parte se resolvía con el criterio de BRETSCHKO (1965), pero con ciertas limitaciones. Por ello decidimos utilizar un criterio similar al de los autores anteriores pero separando siete fases de desarrollo (igual número al que como supimos a posteriori había distinguido HUMPESCH, 1979; aunque los criterios para establecerlas fueron desarrollados por nosotros independientemente), en función de los siguientes caracteres:

Fase I. Ninfas sin traqueobranquias.

Fase II. Con traqueobranquias pero sin pterotecas.

Fase III. Comienzan a aparecer las pterotecas mesotorácicas.

Fase IV. Las pterotecas mesotorácicas llegan hasta la mitad del Metanoto.

Fase V. Las pterotecas mesotorácicas sobrepasan a las metatorácicas.

Fase VI. Las pterotecas mesotorácicas alcanzan el segundo segmento abdominal.

Fase VII. Con las pterotecas negras (lo que indica que la ninfa está madura y próxima a la muda subimaginal).

Aplicando este criterio observamos que en algunas especies encontrábamos pocos ejemplares en la fase de desarrollo I, lo cual no era lógico teniendo en cuenta el pequeño tamaño de malla utilizado en la red. Esto se debe a que en la mayoría de las ninfas extremadamente jóvenes ya es posible observar traqueobranquias, aunque éstas estén muy poco desarrolladas. Ello hacía que aplicando estrictamente nuestro criterio las incluyéramos en la fase II. Por lo que pensamos que en lo sucesivo se debería completar nuestro concepto de fases I y II, en el sentido:

Fase I. Ninfas sin traqueobranquias, o pobremente desarrolladas.

Fase II. Traqueobranquias desarrolladas. Sin pterotecas.

CARACTERISTICAS GENERALES DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Las estaciones de muestreo se situaron en 5 ríos diferentes y entre 640 y 1.600 m. de altitud (fig. 1). Como características comunes, todos los ríos tienen un régimen torrencial dependiente de las lluvias y del deshielo. La cobertura por vegetación del cauce es variable y la presencia de vegetación dentro del río es generalmente escasa, aunque en verano, puede desarrollarse una cobertura algal abundante. Los ríos son relativamente pequeños con anchuras entre 2 y 5 metros en las estaciones 1 a 4 y en la 8, mientras que son mucho más fluctuantes en las estaciones 6 a 7 en las cuales los caudales son mínimos en verano. En la estación 5 en verano el río está completamente seco y el resto del año su caudal es escaso excepto en la época de deshielo.

TABLA I. Densidad media de las poblaciones de *B. maurus* en relación con la altitud y velocidad de corriente.

Estación	Altitud (m)	Nº medio de ninfas/m^2	Velocidad media de corriente en superficie (cm/seg)	
			centro	orilla
1	1300	70,8	121 ± 12	72 ± 5
2	1140	321,7	109 ± 09	54 ± 6
3	800	544,7	152 ± 18	66 ± 5
4	760	10,7	135 ± 14	95 ± 6
5	840	–	138 ± 15	88 ± 6
6	640	8,9	119 ± 11	50 ± 7
7	800	12,6	116 ± 10	61 ± 5
8	1600	–	128 ± 13	62 ± 5

Las características físico-químicas de estos ríos son bastante similares (ver apéndice) con temperaturas fluctuantes a lo largo del año aunque las máximas no superan los 18° C excepto en los ríos que poseen un caudal menor. La mineralización del agua es la que corresponde a los ríos alcalinos con un contenido en Calcio normalmente superior a los 100 mg/l. a excepción de la estación 8 (que tiene también conductividades menores) y de las estaciones 6 y 7 en las épocas de deshielo cuando hay una dilución relativa del agua.

Las aguas son muy limpias por el contenido bajo en nutrientes, especialmente en fósforo (ver el apéndice) y ello se demuestra en que el oxígeno está siempre cercano o por encima de la saturación durante todo el año y en todas las estaciones.

RESULTADOS Y DISCUSION

Como se desprende del apartado anterior.

Tabla II. Valores medios de los diferentes parámetros estudiados a lo largo del año en las estaciones de muestreo.

	ESTACIONES DE MUESTREO							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Conductividad (micromhos/cm)	356,25 ±55,53	435,00 ±25,31	377,08 ±27,38	259,09 ±60,81	247,50 ±31,97	247,08 ±129,01	199,17 ±69,69	79,55 ±12,43
pH	7,54 ±0,34	7,59 ±0,31	7,82 ±0,31	7,28 ±0,50	7,48 ±0,44	7,28 ±0,34	7,30 ±0,31	7,05 ±0,35
Dureza total (mg/l)	251,11 ±17,55	284,16 ±13,56	239,68 ±17,96	165,49 ±35,72	145,52 ±24,77	115,56 ±38,84	125,55 ±35,43	61,35 ±8,63
Dureza Ca^{++} (mg/l)	152,65 ±10,84	172,63 ±12,77	136,96 ±9,28	88,45 ±22,16	87,28 ±15,92	74,19 ±27,57	65,63 ±26,58	34,24 ±4,64
Dureza Mg^{++} (mg/l)	99,44 ±14,01	111,28 ±14,30	102,72 ±10,37	77,04 ±18,26	56,57 ±24,46	41,37 ±13,49	59,92 ±10,88	27,11 ±8,63
Oxígeno (mg/l)	10,20 ±0,56	10,50 ±0,92	11,20 ±1,04	10,17 ±1,90	10,00 -	10,38 ±0,76	10,25 ±0,80	10,33 ±1,43
% saturación O_2	99,11 ±6,17	100,90 ±15,57	104,78 ±9,89	93,10 ±16,40	90,7 -	99,25 ±21,17	98,63 ±16,10	96,23 ±20,06
$N(NO_2^-; NO_3^-)$ (mg/l)	2,15 ±0,33	2,18 ±0,10	1,51 ±0,18	1,41 ±0,68	0,71 ±0,56	0,16 ±0,39	0,11 ±0,08	0,20 ±0,11
P (fosfatos totales) (mg/l)	0,37 ±0,09	0,34 ±0,11	0,42 ±0,10	0,35 ±0,09	0,35 ±0,49	0,41 ±0,17	0,35 ±0,11	0,33 ±0,12

los cursos de agua estudiados son de características típicas de aguas de montaña; oligotróficos, con bajo contenido en sales y aguas frías y oxigenadas.

Durante el muestreo capturamos gran número de ninfas de Efemerópteros, entre las cuáles se encuentran las de *Baetis maurus* Kimm. Especie hasta hace poco tiempo poco estudiada (MÜLLER-LIEBENAU, 1974; ALBA, 1982) y de la que hasta ahora se desconocía su ecología y ciclo de desarrollo.

Capturamos ninfas de *B. maurus* prácticamente en todas las estaciones muestreadas aunque en el río Aguas Blancas (estaciones 1, 2 y 3) se presentaron las poblaciones más numerosas (tabla I) especialmente en las estaciones situadas a menor altitud sobre el nivel del mar.

Las poblaciones de esta especie se encuentran en aguas de profundidad variable (4-50 cm.) con intervalos de velocidad de la corriente en el fondo comprendidas entre 11 y 137 cm/seg. Las densidades mayores corresponden a muestras tomadas en las partes centrales del cauce que son las más profundas y de mayor velocidad de corriente, por lo que el lecho está formado por lo general por piedras de tamaño considerable.

La importancia que la velocidad de corriente y el tipo de sustrato tienen en la distribución de las poblaciones ninfales de *B. maurus* fue indicada con anterioridad por ALBA & JIMENEZ (1978) (sub. *B. pavidus* Grandi) y explicaría la distribución altitudinal observada en el Río Aguas Blancas ya que las estaciones 1 y 2, que tienen una ma-

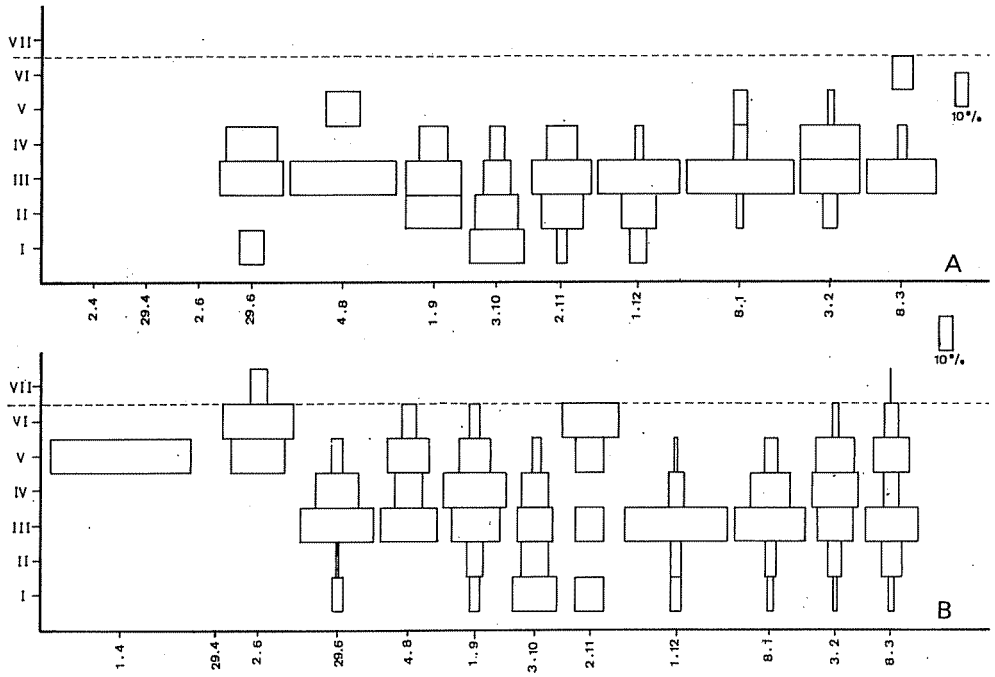


Fig. 2. Ciclo de desarrollo de *Baetis maurus* Kimm. A: estación 1 B: estación 2.

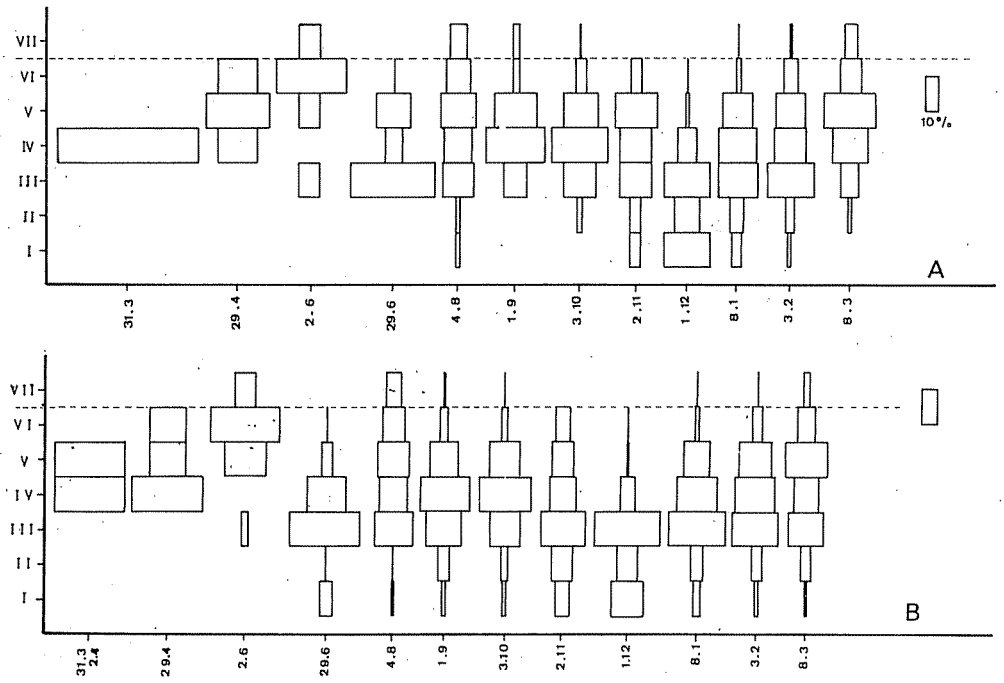


Fig. 3. Ciclo de desarrollo de *Baetis maurus* Kimm. en la estación 3 (A) y para los datos conjuntos de las tres estaciones de muestreo (B).

yor velocidad de corriente y fondos más pedregosos, son las más pobladas.

El que las poblaciones sean tan escasas en el resto de los cursos de agua estudiados, pensamos que puede deberse a las características químicas de las aguas. El Río Aguas Blancas es el de aguas más calizas, de mayor dureza, pH más básico y mayor contenido en sales, condiciones éstas que disminuyen progresivamente en los otros cursos de agua (tabla II). La dureza y el contenido total en sales son mínimos en la estación 8 (la de mayor altitud). En el resto de cursos de agua *B. maurus* es desplazada por *Baetis alpinus*, de morfología muy similar y que ocupa zonas del cauce similares; pero en aguas más blandas y a mayor altitud. Así la estación 8 (donde no capturamos ninguna ninfa de *B. maurus)* fue la estación más rica en ninfas de *B. alpinus.*

Para el estudio del ciclo biológico de desarrollo de *B. maurus* se han construido histogramas (figuras 2 y 3) basados en el estudio de 121, 620 y 937 ninfas respectivamente para las estaciones de muestreo 1, 2 y 3. También se ha realizado una representación conjunta de las capturas de las tres estaciones.

La presencia de ninfas maduras (Fase VII) nos indica la existencia de dos períodos de vuelo; uno de Agosto hasta Octubre y otro de Enero hasta Marzo que continuaría hasta Junio. La no existencia de ninfas maduras en los dos primeros muestreos, correspondientes a Abril-Mayo, creemos que se debe al azar de muestreo). Esos períodos de vuelo aparecen separados por discordancias claramente observables en las estaciones 2 y 3; una al final de Junio y otra en Noviembre-Diciembre.

Según lo expuesto *B. maurus* Kimm. tendría en Sierra Nevada al menos dos generaciones anuales; una invernal de mayor duración y otra estival de duración más corta. El comienzo de cada una de ellas se correspondería con los mayores porcentajes de ninfas en fase I que se observan al final de Junio y en Noviembre-Diciembre.

BIBLIOGRAFIA

ALBA, J. & JIMENEZ, F. 1978. Larvas de Efemerópteros de las estribaciones de Sierra Nevada. Factores que intervienen en su distribución. *Bol. Assoc. esp. Entom.*, 2: 91-103.

—1982. *Baetis maurus.* Kimmins, 1938 (Ephemeroptera; Baetidae) en la Península Ibérica. Aportación al conocimiento morfológico de las ninfas. *Bol. Asoc. esp. Entom.*, 6 (en prensa).

BRAASCH, D. & JACOB, U. 1976. Die Werwendung von Ephemeropteren (Insecta) der DDR als indicatoren für di Wassergute. *Entomol. Nachr.*, 20: 101-109.

BRETSCHKO, G. 1965. Zur Larvenentwicklung von *Cloeon dipterum, Cloeon simile, Centroptilum luteolum* und *Baetis rhodani. Z. Wiss. Zool.*, 1-2: 17-36.

CUMMINS, K.W. 1976. The ecology of running waters, theory and practice. In: *Proc. Sandusky River Basin Symp.* (BAKER, D.B.; JACKSON, W.B. & PRATER, B.L. eds.); págs. 277-293. U. S. Gov. Print. Off., Walsh., D.C. (1976-653-346). 1975, Heidellberg Coll., Ohio.

DOWDESWELL, W.H. 1967. *Practical animal ecology.* Methuen Educational L.T.D. London.

ESPINOSA, P. 1976. *Cartografía de la vegetación de Sierra Nevada.* Tesis doctoral. Universidad de Granada.

FREMLING, C.R. 1970. Mayfly distribution as a water quality index. PB 198 223; *EPA Water Pollutant Control Res.*, Ser. 16030-DQH-11/70: 1-44.

GUILLOUZIC, M. 1965. Cycles de développment de quelques Ephéméroptères du Volp. *Dipl. ét. sp. Fac. Sc. Univ. Toulouse:* 1-34.

HUMPESCH, H. 1979. Autökologische untersuchungen zum entwicklungszyklus von *Baetis alpinus* (Pict.). *Proc. 2nd. Int. Conf. Ephemeroptera:* 159-173.

LEHMKUHL, D.M. 1970. The life cycle of *Rhithrogena morrinsoni* (Banks) in eastern Oregon. (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Pan-Pac. Entomol.*, 46,2: 124-127.

MARSHALL, K.E. 1980. Online computer retrieval of information on Ephemeroptera: A comparison of different sources. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* (FLANNAGAN, J.F.

& MARSHALL, K.E. eds.); págs. 467-489. Plenum Publ. Co. New York.
MÜLLER-LIEBENAU, I. 1974. *Baetidae* aus Südfrankreich, Spanien und Portugal. *Gewässer und Abwässer*, 53-54: 7-42.
PASCUAL, F. 1978. Estudio preliminar de los Ortópteros de Sierra Nevada, I: Introducción general e inventario de especies. *Bol. Asoc. esp. Entom.*, 1: 163-175.
ROSS, H.H. 1968. *Introducción a la Entomología General y Aplicada*. Omega. Barcelona.
SOWA, R. 1980. La Zoogeographie, l'Ecologie et la protection des Ephéméroptères en Pologne et leur utilisation en tant qu'indicateurs de la pureté des eaux courantes. In: Advances in Ephemeroptera Biology pp: 141-154:

APENDICE

Condiciones físico-químicas de las aguas de las ocho estaciones de muestreo durante Abril de 1979 a Marzo de 1980. El número en la cabecera de tabla se refiere a la fig. 1.

ESTACION 1

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	2-4-79	29-4-79	2-6-79	29-6-79	4-8-79	1-9-79	3-10-79	2-11-79	1-12-79	8-1-80	3-2-80	8-3-80
Hora solar	11:00	12:20	15:10	13:05	13:40	14:10	13:30	17:00	11:40	13:30	14:45	13:00
Temperatura (ºC)	10.0	14.5	16.0	16.0	17.0	15.6	15.5	12.0	11.0	10.5	12.0	11.0
Dureza Ca (mg/l)	136.96	136.96	154.08	171.20	119.84	171.20	171.20	171.20	136.96	154.08	154.08	154.08
Dureza Mg (mg/l)	85.60	51.36	102.72	119.84	119.84	102.72	68.48	102.72	119.84	119.84	102.72	85.60
Dureza total (mg/l)	222.56	188.32	256.80	291.04	239.68	273.92	239.92	273.92	256.80	273.92	256.80	239.68
pH	8.1	8.0	7.6	6.5	7.2	6.8	7.9	7.8	7.9	7.5	-	7.7
Oxigeno (mg/l)	11	-	10	-	10	-	-	10	-	-	10	-
% saturación de Oxigeno	99.8	-	101.4	-	103.6	-	-	92.85	-	-	92.89	-
N (NO_2^- ; NO_3^-) (mg/l)	1.85	1.80	2.11	2.11	-	-	2.46	1.67	1.45	2.64	2.58	2.82
Fosfatos totales (mg/l)	0.48	0.66	0.44	0.52	0.46	0.32	0.38	0.24	0.22	0.24	0.26	0.24
Conductividad (micromhos/cm.)	320	260	360	320	145	440	450	425	375	390	430	360

ESTACION 2

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	1-4-79	29-4-79	2-6-79	29-6-79	4-8-79-	1-9-79	30-10-79	2-11-79	1-12-79	8-1-80	3-11-80	8-3-80
Hora solar	12:00	8:30	12:30	10:50	10:30	12:40	12:00	10:45	9:30	11:15	11:45	10:30
Temperatura (ºC)	9.0	12.0	17.0	15.0	16.0	16.0	14.0	11.0	9.0	7.5	10.0	10.0
Dureza Ca (mg/l)	154.08	154.08	188.32	188.32	205.44	188.32	171.20	188.32	171.20	171.20	136.96	154.08
Dureza Mg (mg/l)	119.84	102.72	102.72	102.72	102.72	102.72	85.6	85.6	154.08	119.84	154.08	102.72
Dureza total (mg/l)	273.92	256.80	294.04	291.04	308.16	291.04	256.80	273.92	325.28	291.04	291.04	256.80
pH	8.0	8.1	7.5	6.9	7:0	6.9	8.0	7.9	7.8	7.6	-	7.8
Oxigeno (mg/l)	-	-	11	-	10	-	-	10	-	-	11	-
% saturación de Oxigeno	-	-	114.0	-	101.4	-	-	90.7	-	-	97.5	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	1.67	1.76	2.55	1.85	2.20	2.16	1.89	2.38	2.64	2.38	2.02	2.64
Fosfatos totales (mg/l)	0.60	0.60	0.14	0.32	0.16	0.40	0.56	0.22	0.20	0.30	0.32	0.26
Conductividad (micromhos/cm.)	340	380	440	470	460	455	470	450	430	460	455	410

ESTACION 3

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	31-3-79	29-4-79	2-6-79	29-6-79	4-8-79	1-9-79	3-10-79	2-11-79	1-12-79	8-1-80	3-2-80	8-3-80
Hora solar	11:00	7:00	8:00	7:50	8:00	9:00	9:15	8:15	7:30	9:30	10:00	8:45
Temperatura (ºC)	10.5	11.0	13.0	14.0	13.0	17.0	17.0	13.0	10.5	7.5	10.0	10.0
Dureza Ca (mg/l)	136.96	119.84	136.96	136.96	119.84	119.84	136.96	136.96	136.96	136.96	154.08	171.20
Dureza Mg (mg/l)	119.84	85.60	102.72	85.60	85.60	85.60	102.72	85.60	119.84	119.84	119.84	119.84
Dureza total (mg/l)	256.80	205.44	239.68	222.56	205.44	205.44	239.68	222.56	256.80	256.80	273.92	291.04
pH	8.1	8.1	8.0	6.8	7.2	8.1	8.3	8.2	7.7	7.7	-	7.8
Oxigeno (mg/l)	12	-	12	-	11	-	-	10	-	-	11	-
% saturación de Oxigeno	107.6	-	115.9	-	106.3	-	-	96.6	-	-	97.5	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	1.23	2.02	1.76	1.49	1.80	1.58	1.06	1.49	1.67	1.32	1.54	1.10
Fosfatos totales (mg/l)	0.70	0.56	0.50	0.50	0.44	0.50	0.54	0.29	0.31	0.29	0.22	0.19
Conductividad (micromhos/cm.)	360	350	350	360	300	355	380	370	390	410	450	450

ESTACION 4

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	3-4-79	1-5-79	3-6-79	1-7-79	5-7-79	30-8-79	2-10-79	1-11-79	2-12-79	7-1-80	1-2-80	9-3-80
Hora solar	16:30	16:15	17:0	17:35	18:00	19:50	16:00	15:03	14:00	14:30	14:50	14:35
Temperatura (ºC)	9	11	11.5	16	17	18.5	15	9	8	7	8	10
Dureza Ca (mg/l)	85:60	68.48	51.36	51.36	136.96	154.08	136.96	68.48	68.48	85.60	68.48	85.60
Dureza Mg (mg/l)	51.36	51.36	17.12	51.36	102.72	85.60	102.72	68.48	85.60	102.72	102.72	102.72
Dureza total (mg/l)	136.96	119.84	68.48	102.72	239.68	239.68	239.62	136.96	154.08	188.32	171.20	188.32
pH	7.8	7.9	6	6	7.5	6.4	6.6	7.6	7.9	7.9	7.9	7.8
Oxigeno (mg/l)	-	-	-	-	9.5	-	-	10	-	-	11	-
% saturación de Oxigeno	-	-	-	-	99.8	-	-	86.6	-	-	92.9	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	0.58	1.06	0.53	0.48	3.12	2.82	2.64	-	0.22	1.50	1.23	1.28
Fosfatos totales (mg/l)	0.42	0.52	0.46	0.30	0.60	0.28	0.40	-	0.20	0.18	0.30	0.24
Conductividad (micromhos/cm.)	220	220	120	145	380	380	380	-	220	270	235	280

ESTACION 5

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	3-4-79	1-5-79	3-6-79	1-7-79	5-8-79	30-8-79	2-10-79	1-11-79	2-12-79	7-1-80	1-2-80	9-3-80
Hora solar	10:40	10:30	11:30	-	-	-	-	9:50	9:00	-	10:00	9:25
Temperatura (ºC)	10.0	17.0	21.5	-	-	-	20.5	11.0	6.5	-	-	7.00
Dureza Ca (mg/l)	102.72	102.72	85.60	-	-	-	-	85.60	61.48	-	-	85.60
Dureza Mg (mg/l)	51.36	34.24	34.24	-	-	-	-	51.36	75.48	-	-	92.72
Dureza total (mg/l)	154.08	136.96	119.84	-	-	-	-	136.96	136.96	-	-	188.32
pH	7.9	7.9	7.0	-	-	-	6.5	7.8	7.9	-	7.2	7.6
Oxígeno (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	10.0	-	-	-	-
% saturación de Oxígeno	-	-	-	-	-	-	-	90.7	-	-	-	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	0.48	0.10	1.23	-	-	-	-	0.53	0.44	-	-	1.50
Fosfatos totales (mg/l)	0.14	0.80	-	-	-	-	-	0.22	0.22	-	-	-
Conductividad (micromhos/cm.)	260	235	210	-	-	-	-	260	225	-	-	295

ESTACION 6

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	3-4-79	1-5-79	3-6-79	1-7-79	5-8-79	31-8-79	2-10-79	1-11-79	2-12-79	7-1-80	1-2-80	9-3-80
Hora solar	13:00	12:00	12:30	12:30	11:30	12:30	11:50	11:15	10:15	10:15	10:00	10:45
Temperatura (ºC)	11.0	13.5	13.0	16.0	21.0	20.5	20.0	10.0	10.5	11.0	11.0	13.0
Dureza Ca (mg/l)	34.24	34.24	17.12	68.48	119.84	136.96	136.96	34.24	34.24	102.72	85.60	85.60
Dureza Mg (mg/l)	34.24	17.12	17.12	34.24	51.36	85.60	51.36	17.12	51.36	68.48	34.24	34.24
Dureza total (mg/l)	68.48	51.36	34.24	102.72	171.20	222.56	188.32	51.36	85.60	171.20	119.84	119.84
pH	7.4	7.1	6.6	6.4	8.0	6.7	8.0	7.5	7.9	7.4	7.1	7.2
Oxígeno (mg/l)	10	-	-	-	10'5	-	-	10.0	-	-	11.0	-
% saturación de Oxígeno	90.7	-	-	-	117.8	-	-	88.6	-	-	99.8	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	0.18	0.04	0.18	0.11	0.09	0.10	0.26	0.18	0.18	0.15	0.18	0.22
Fosfatos totales (mg/l)	0.82	0.90	0.66	0.36	0.58	0.14	0.44	0.20	0.18	0.20	0.24	0.19
Conductividad (micromhos/cm.)	90	110	65	185	50	560	630	75	120	420	320	340

ESTACION 7

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	3-4-79	1-5-79	3-6-79	1-7-79	5-8-79	31-8-79	2-10-79	1-11-79	2-12-79	7-1-80	1-2-80	9-3-80
Hora solar	14:40	14:30	15:00	14:40	13:00	12:35	13:20	13.00	10:30	12:00	11.45	12:20
Temperatura (ºC)	11.0	12.5	14.5	17.5	21.5	19.0	18.0	11.0	10.0	8.0	11.0	9.5
Dureza Ca (mg/l)	34.24	51.36	34.24	34.24	102.72	136.96	154.08	51.36	34.24	51.36	51.36	51.36
Dureza Mg (mg/l)	51.36	34.24	34.24	51.36	68.48	85.60	85.60	51.36	68.48	68.48	51.36	68.48
Dureza total (mg/l)	85.60	85.60	68.48	85.60	171.20	222.56	239.68	102.72	102.72	119.84	102.72	119.84
pH	7.8	7.8	6.8	6.5	6.7	6.7	7.7	7.7	7.5	7.6	7.5	7.3
Oxígeno (mg/l)	10	-	-	-	10	-	-	10	-	-	11	-
% saturación de Oxígeno	90.7	-	-	-	113.3	-	-	90.7	-	-	99.8	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	0.18	0.09	0.09	0.01	0.48	0.04	0.11	0.04	0.18	0.00	0.04	0.09
Fosfatos totales (mg/l)	0.48	0.74	0.48	0.16	0.50	0.20	0.42	0.21	0.23	0.24	0.26	0.26
Conductividad (micromhos/cm.)	125	145	105	125	280	380	440	130	130	160	165	205

ESTACION 8

Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fecha	3-4-79	1-5-79	3-6-79	1-7-79	5-8-79	30-8-79	2-10-79	1-11-79	2-12-79	7-1-80	1-2-80	9-3-80
Hora solar	16:30	16:15	17:00	17:35	18.00	19:50	16:00	15:03	14:00	14:30	14:50	14:35
Temperatura (ºC)	10.0	12.5	14.0	15.0	17.0	17.0	16.0	9.5	9.0	8.5	10.0	10.0
Dureza Ca (mg/l)	34.24	34.24	34.24	34.24	34.24	34.24	51.36	34.24	17.12	34.24	34.24	34.24
Dureza Mg (mg/l)	17.12	17.12	17.12	17.12	17.12	34.24	17.12	34.24	34.24	51.36	51.36	17.12
Dureza total (mg/l)	51.36	51.36	51.36	51.36	51.36	68.48	68.48	68.48	51.36	85.60	85.60	51.36
pH	7.4	7.4	6.6	6.1	6.7	6.2	7.2	7.0	7.3	7.7	7.8	7.2
Oxígeno (mg/l)	-	-	-	-	10	-	-	10	-	-	11	-
% saturación de Oxígeno	-	-	-	-	103.6	-	-	87.6	-	-	97.5	-
N (NO_2^-; NO_3^-) (mg/l)	0.09	0.08	0.09	0.18	0.35	0.53	0.44	0.20	0.18	-	0.04	0.04
Fosfatos totales (mg/l)	0.62	0.36	0.34	0.36	0.40	-	0.64	0.21	0.18	0.20	0.16	0.16
Conductividad (micromhos/cm.)	65	75	60	80	105	-	105	55	65	85	75	105

Distribución y ecología de las especies de *Baetis* (Ephemeroptera, Baetidae) en Cataluña

Mª Angeles Puig García

Departamento de Ecología, Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

RÉSUMÉ

ECOLOGIE ET DISTRIBUTION DES ESPÈCES DE *Baetis* (EPHEMEROPTERA BAETIDAE) EN CATALOGNE (NE DE L'ESPAGNE)

Selon nos données sur le réseau hydrographique de l'Andorre et sur les bassins des fleuves Llobregat et Besòs, et d'après un échantillonage intensif sur 155 stations, nous pouvons établir la présence de douze espèces du genre *Baetis (B. alpinus, B. gemellus, B. lutheri, B. maurus, B. melanonyx, B. meridionalis, B. muticus, B. niger, B. nigrescens, B. pavidus, B. rhodani* et *B. vardarensis)*. Les espèces peuvent être regroupés dans cinq ensembles fondamentaux, selon leur distribution altitudinale et leur degré d'adaptation à la contamination d'origine urbaine des rivières.

INTRODUCCION

Partiendo de los trabajos de NAVAS (1925) y de los estudios y revisiones posteriores realizados por MULLER-LIEBENAU (1969; 1974) se conocen actualmente, aunque de manera muy dispersa, la presencia y distribución de 14 especies del género *Baetis* en la Península Ibérica. Trabajos recientes de ALBA (1981) incorporan *B. maurus* al conjunto de las especies ya conocidas.

Dentro de este marco de escaso conocimiento de la fauna macroinvertebrada de las aguas dulces ibéricas, Catalunya no es una excepción. Esta publicación pretende dar una primera visión de la distribución y ecología de las especies de *Baetis* encontradas en la red hidrográfica andorrana, así como en los diferentes ríos y arroyos de las cuencas de los ríos Besós y Llobregat.

MATERIAL Y METODOS

Se ha realizado un estudio en las cuencas de los ríos Besós y Llobregat, a lo largo de los años 1979 y 1980, con una totalidad de 107 estaciones de muestreo (PRAT *et. al.*, 1982). Asimismo se estudió la casi totalidad de la red hidrográfica andorrana durante los meses de Julio y Agosto de 1978, con 49 estaciones de muestreo (PRAT *et. al.*, 1979).

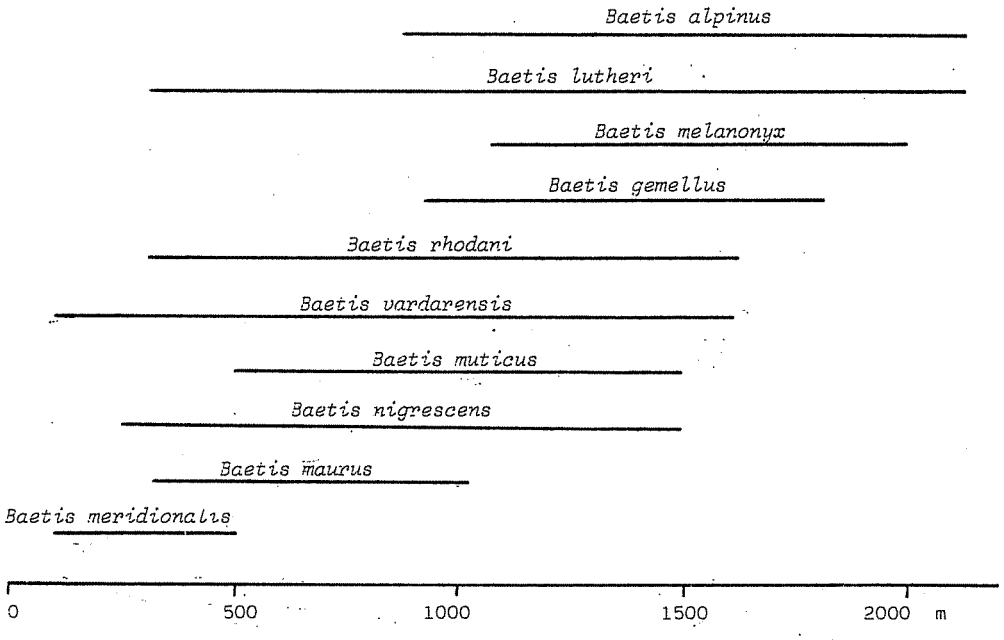


Fig. 1. Distribución altitudinal de las distintas especies de *Baetis* en Cataluña y Andorra.

En ambos casos se realizaron mediciones de diferentes parámetros físico-químicos, cuyos resultados pueden encontrarse en los trabajos antes citados y se tomaban muestras de la fauna bentónica de las distintas estaciones de muestreo. Las muestras eran fijadas mediante formol al 4% y estudiadas posteriormente en el Laboratorio.

RESULTADOS

Se han encontrado, de momento, doce especies del género *Baetis* en los ríos catalanes y andorranos, que son: *B. alpinus, B. gemellus, B. lutheri, B. maurus, B. melanonyx, B. meridionalis, B. muticus, B. niger, B. nigrescens, B. pavidus, B. rhodani* y *B. vardarensis.* De ellas *B. melanonyx, B. pavidus, B. niger* y *B. gemellus* han sido capturadas únicamente en Andorra y han sido citadas, por el momento, en la mitad norte de la Península Ibérica (cuencas del Ebro, del Duero, en la cornisa Cantábrica, Galicia y norte de Portugal).

La presencia de *B. maurus* en la cuenca del Llobregat, junto con la cita de esta especie para Andalucía (ALBA, 1981) implica una más amplia distribución de esta especie en España que la que se le suponía.

Baetis meridionalis, descrita por Ikonomov en 1954 para los Balcanes, es primera cita para la Península Ibérica. Asimismo, *B. nigrescens* cuya distribución conocida se reducía a Canarias y Portugal, ha sido capturada tanto en la zona litoral catalana, en el río Besós, como en el Prepirineo catalán, en la cuenca del río Llobregat y en la zona pirenaica andorrana, con lo que se amplia su distribución.

De las doce especies, anteriormente mencionadas, *B. niger* y *B. pavidus* están presentes únicamente en tres y una estaciones, respectivamente, y por ello no han sido consideradas a la hora de discutir su distribución y ecología, al considerarse los datos que se poseen insuficientes.

Un primer criterio interesante a la hora de establecer grupos de especies es el conocer su repartición en altitud. Según podemos ver en

TABLA I. Valores máximos, mínimos y media aritmética de los diferentes parámetros físico-químicos considerados.

	Fosfatos ug-at/l	Oxígeno ml/l	Nitritos ug-at/l	Amonio mg/l
Baetis alpinus	2,0	6,83	2,25	0,26
	0,01-8	3,0-7,9	0-14,7	0-0,5
Baetis rhodani	4,15	6,54	2,1	2,36
	0-45	2,9-14,8	0-43,9	0-55
Baetis vardarensis	6,79	6,37	4,68	4,74
	0-45	0,36-9,1	0-83,9	0-40
Baetis meridionalis	11,0	6,7	9,65	3,17
	1,6-32,9	0-12,6	0,1-41,7	0-23

la fig. 1, la secuencia respecto a la mayor altitud en la que pueden encontrarse según los datos que poseemos en Catalunya sería: *B. alpinus, B. lutheri, B. melanonyx, B. gemellus, B. rhodani, B. vardarensis, B. muticus, B. nigrescens, B. maurus* y *B. meridionalis.*

Dentro de los márgenes altitudinales que podríamos considerar propios para cada especie, éstas se presentan o no en las diferentes estaciones atendiendo a las características físico-químicas de la zona en que se encuentra cada estación. Dada la incidencia humana sobre nuestros ríos, la mayor parte de ellos reflejan este efecto en forma de distintos niveles de contaminación, por ello podemos tratar de agrupar las especies en relación con su grado de tolerancia a aquélla que reflejamos aquí en la concentración de fosfatos, nitritos, amonio y el oxígeno disuelto en las aguas, como más característicos.

Atendiendo a estos parámetros se pueden establecer cuatro grupos, formados por especies que presentan una tolerancia creciente a la contaminación del tipo orgánico (tabla I). Los grupos se definirían a partir de los valores medios para cada variable dentro del rango de condiciones en que han sido encontradas en los ríos catalanes y andorranos. El primer grupo estaría constituido por *B. alpinus, B. melanonyx* y *B. muticus.* El segundo comprende a *B. rhodani, B. gemellus* y *B. maurus.* Mientras que el tercer y cuarto grupo estaría constituido por una única especie, que sería *B. vardarensis* y *B. meridionalis* respectivamente. Las especies más características de cada grupo serían *B. alpinus, B. rhodani, B. vardarensis* y *B. meridionalis.* Las especies acompañantes para los dos primeros grupos presentan una cierta disgregación altitudinal (fig. 1), lo cual impide la coexistencia de algunas de ellas en la mayoría de las estaciones, como es el caso de *B. maurus* con respecto a *B. gemellus.*

Independientemente de estos cuatro grupos de especies, *B. lutheri* y *B. nigrescens,* al margen de su amplia distribución altitudinal, se presentan en zonas con un elevado grado de salinidad (niveles de cloruros cercanos a 1gr/l.), como es el caso de las estaciones presentes en el río Cardoner después de los yacimientos salinos de Suria y Cardona. Ello puede indicar cierta tolerancia de estas especies al contenido elevado en cloruros del agua

BIBLIOGRAFIA

ALBA, F. 1981. Sobre la presencia de *Baetis maurus* Kimmius, 1938 (Ephemeroptera; Baetidae) en la Península Ibérica. *Resúmenes de las comunicaciones de las IV jornadas de la Asoc. Esp. Entormología*. Tenerife.

MULLER-LIEBENAU, I. 1969. Revision der Europäischen Arten der Gattung *Baëtis* LEACH, 1815 (INSECTA, EPHEMEROPTERA). *Gewässer und Abwässer*, 48/49: 214 págs.

—1974. Baetidae aus Südfrankreich, Spanien und Portugal (INSECTA, EPHEMEROPTERA). *Gewässer und Abwässer*, 53-54: 7-42.

NAVAS, L. 1925. Efemerópteros (Ins.) de la Península Ibérica. Congreso de Coimbra. *Asociación Española para el Progreso de las Ciencias*, 6: 157-161.

PRAT, N.; BAUTISTA, I.; GONZALEZ, G. & PUIG, M.A. 1979. La xarxa hidrogràfica andorrana. In: *El patrimoni natural andorrà*. R. FOLCH (ed.): págs. 261-309. Ed. Ketres. Barcelona.

PRAT, N.; PUIG, M.A.; GONZALEZ, G. & TORT, M.J. 1982. Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat, I. *Estudis i monografies del Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona*, 6: 204 pp.

Contribución al estudio de la distribución y biología de algunos efemerópteros raros en la Península Ibérica

José María Herranz Sanz y Marta González del Tánago

Departamento de Zoología y Entomología, Escuela de Ingenieros de Montes, Ciudad Universitaria, Madrid – 3.

SUMMARY

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE DISTRIBUTION AND BIOLOGY OF SOME RARE EPHEMEROPTERA IN THE IBERIAN PENINSULA

In this study the distributions of *Thraulus bellus* (Leptophlebiidae), *Leptophlebia marginata* (Leptophlebiidae) and *Torleya major* (Ephemerellidae) in the Iberian peninsula are commented, as well as the ecological characteristics of the streams where the authors have found the nymphs of these species.

INTRODUCCION

En este trabajo presentamos algunos datos sobre la distribución y biología de tres especies de Ephemeroptera, *Thraulus bellus, Leptophlebia marginata* y *Torleya major*, pertenecientes las dos primeras a la familia Leptophlebiidae y la tercera a la familia Ephemerellidae.

Thraulus bellus fue descubierta por EATON (1881) en Portugal, en las inmediaciones de Sintra, y posteriormente ha sido encontrada en España en algunas localidades del Centro y Sur de la Península. *Leptophlebia marginata* ha sido recolectada, sólo esporádicamente, en las partes altas del río Tajo y el río Cea. Estas nuevas citas amplían el área de distribución de esta especie dentro del continente europeo ya que no se conocía, hasta ahora, de la región mediterránea. Finalmente *Torleya major* también la hemos colectado en varias localidades de la península ibérica que amplían, así mismo, su área de distribución hasta la fecha extendida por los países del Centro y Sur de Europa.

METODOLOGIA

A lo largo de diversos estudios realizados por los autores en diversos ríos de España y en diferentes fechas se tomaron numerosas muestras de macroinvertebrados entre las que se identificaron las especies consideradas en este trabajo.

La recolección de los ejemplares se efectuó en todos los casos directamente sobre el río, removiendo con la mano las piedras si-

tuadas sobre el lecho del mismo expuestas a la corriente o bien entre la vegetación; conjuntos de detritus, arenas, etc, de las orillas, con la ayuda de una red de mano de sección rectangular y malla de lino de 1 mm. Los ejemplares así obtenidos fueron guardados en alcohol al 75% y en la actualidad se encuentran en el laboratorio de Zoología de la Escuela de Ingenieros de Montes en la colección de macroinvertebrados de los autores.

RESULTADOS

Thraulus bellus, descubierta por Eaton en Portugal (EATON, 1881) fue citada por primera vez en España en el trabajo de MARGALEF *et al.* (1976) de los embalses de Torcón, en el río Torcón, dentro de la cuenca del Tajo; Bembézar en el río Bembézar y Guadanuño en el río Guadanuño, estos dos últimos pertenecientes a la cuenca del Guadalquivir. Posteriormente también se recolectó en el Arroyo de las Grajas, pequeño afluente del tramo más alto del río Guadalquivir, dentro de la Sierra de Cazorla (GONZALEZ DEL TANAGO, 1978) y recientemente en el río Guadiamar a su paso por la localidad de El Castillo de las Guardas (Sevilla) (GALLARDO & LOPEZ, 1981).

En diversas recolecciones posteriores, efectuadas en el Norte y Centro de la península, hemos encontrado de nuevo *Thraulus bellus,* siempre en número muy reducido de ejemplares y en estado de larva, en el río Jarama a la altura del pueblo de Patones (Madrid) (GARCIA DE JALON & GONZALEZ DEL TANAGO, 1979) y en el río Agueda, cerca de su nacimiento (Salamanca). Por todo ello hasta la fecha la especie se distribuye en la península ibérica como se indica en la fig. 1.

Las localidades en que nosotros hemos encontrado *Thraulus bellus* presentan sustratos fundamentalmente petrícolas y escasa profundidad de agua en el cauce. En algunos de estos lugares son más o menos alcalinas, discurriendo por terrenos calizos (río Jarama en Patones, Arroyo de Las Grajas en Cazorla); en otros se trata de aguas blandas, con una dureza inferior a 5 mg/1 de CO_3Ca, como es el caso de la cabecera del río Agueda. Esta especie, extendida por los lagos del Macizo Central de Pirineos (VERRIER, 1953) y en el río Erro (Italia) (GAINO & SPANO, 1975), presenta un espectro altitudinal grande que en España se sitúa entre 290 m. (río Guadiamar) y 740 m. (río Jarama).

Leptophlebia marginata no había sido citada en la península ibérica (PUTHZ, 1978). Nosotros la hemos encontrado en dos localidades españolas; en el nacimiento del río Seca (Guadalajara), a una altitud de 1.600 m., donde colectamos larvas en el mes de Abril de 1979 y de 1981 y en el río Cea en Almanza (León), a una altitud de 1.000 m., (4 larvas en Febrero de 1981).

Las larvas de esta especie han sido halladas en zonas lénticas, asociadas a vegetación acuática sumergica. Las localidades en que las hemos colectados presentan algunas diferencias ecológicas en cuanto a altitud y eutrófia de las aguas. El río Hoz Seca en su nacimiento lleva aguas claras, de montaña (frías y cristalinas) y el río Cea, en la localidad referida, está sometido a cierta contaminación orgánica que provoca una eutrofización de las aguas en ciertas épocas del año. MACAN (1979) cita esta especie en charcas, lagos y en aguas de poca corriente, junto a *Leptophlebia vespertina.*

El género *Torleya* ha sido considerado como subgénero de *Ephemerella* y así aparece en el trabajo de PUTHZ (1978); con la especie *major* a su vez sinonimia de la especie *belgica* (LANDA, 1969). ALLEN (1980), en su reclasificación de la familia Ephemerellidae, considera *Torleya* nuevamente como género de esta familia. A su vez, la sinonimia entre las dos especies *major* y *belgica* ha sido recientemente cuestionada (ALBA & SANCHEZ. En prensa).

En la Limnofauna Europea (PUTHZ, 1978) no aparece citado este género en la península ibérica; nosotros lo hemos encontrado en varias localidades, a veces de forma abundante y siempre en estado de ninfa:

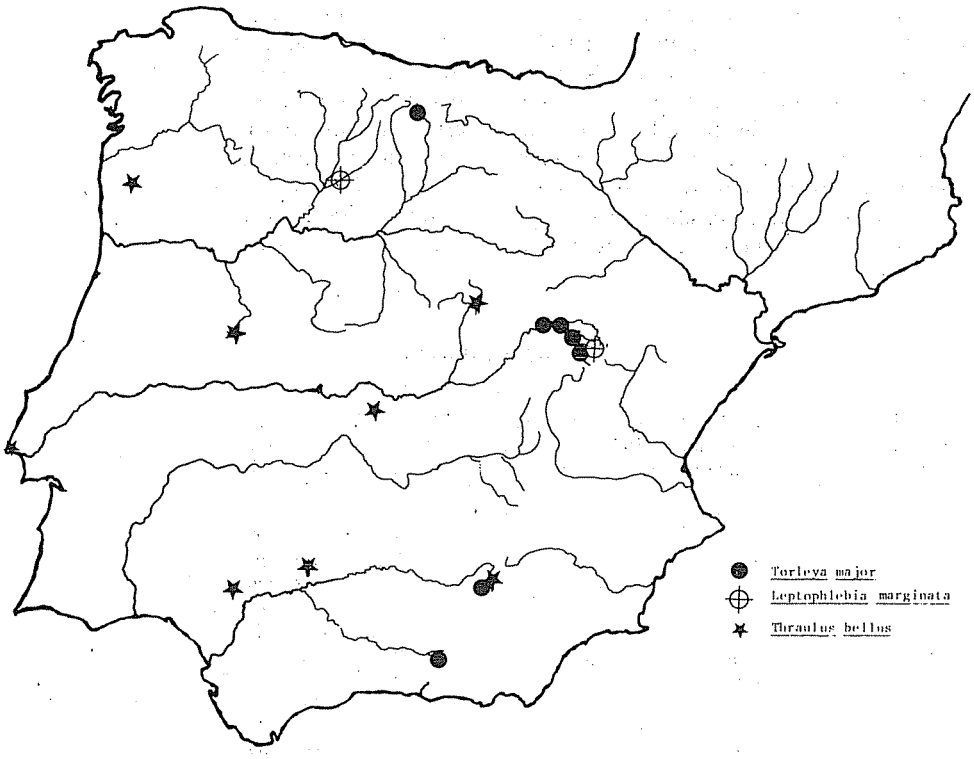


Fig. 1. Distribución geográfica de *Torleya major*, *Leptophlebia marginata* y *Thraulus bellus* en la península ibérica.

Río Tajo: (Guadalajara)
- A 25 km. aguas abajo de su nacimiento; Altitud 1.400 m.: 1L (15.4.79).
- Aguas arriba de la confluencia con el río Hoz Seca, aproximadamente a 50 km. del nacimiento del Tajo; Altitud 1.260 m.: 4 L (13.4.79).
- Frente al poblado de Poveda de la Sierra; Altitud 1.050 m.: 7 L (13.4.79) 10 L (14.4.81); 26 L (16.5.81); 1 L (21.6.81).
- Frente a Peñalén; Altitud 1.000 m.: 6 L (4.1.81); 15 L (14.4.81).
- Puente de San Pedro; Altitud 900 m.: 5 L (4.1.81); 7 L (5.4.81); 3 L (9.6.81).
- En Huerta Pelayo; Altitud 840 m.: 1L (5.1.81); 7 L (15.4.81).
- En Valtablado del Río; Altitud 780.: 1L (5.1.81).
- En Cifuentes; Altitud 700 m.: 2 L (29.3.81).

Río Cabrillas: (Guadalajara)
- A 6 km. aguas arriba de su confluencia con el Tajo; Altitud 1.260 m.: 3 L (14.4.81).

Sierra de Cazorla: (Jaén).
- Río Borosa, en las juntas del arroyo Agracea; Altitud 690 m.: 2 L (4.5.75).
- Arroyo Aguarroci; Altitud 700 m.: 1 L (2.5.75).
- Arroyo de Las Grajas; Altitud 700 m.: 3 L (2.5.75).
- Arroyo Montero; Altitud 640 m.: 7 L (2.5.75).
- Arroyo de la Garganta; Altitud 1.200 m.: 3 L (2.5.75).

Río Pisuerga: (Palencia)
- Aguas abajo de San Salvador de Cantamuda; Altitud 1.080 m.: 1 L (22.2.81); 2 L (24.6.81).

Las larvas de *Torleya major* habitan generalmente en zonas de corriente con lechos pedregosos formados por cantos rodados cubiertos de partículas minerales que se sedimentan sobre ellos. Casi todas las localidades citadas corresponden a terrenos de arcillas y margas calizas que son arrastradas con frecuencia por las aguas. Por ello las larvas aparecen siempre recubiertas de estas mismas partículas minerales, que quedan retenidas entre la abundante pelosidad de todo su cuerpo dando a éste un aspecto característico y unas tonalidades variables según el material en suspensión que transporten las aguas en que viven. La distribución de esta especie se ha representado en la fig. 1, incluyendo las localidades citadas por ALBA & SANCHEZ (En prensa).

BIBLIOGRAFIA

ALBA, J. & SANCHEZ, A. En prensa. Presencia del género *Torleya* Lestage, 1917 (Insecta, Ephemeroptera: Ephemerellidae) en la Península Ibérica. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*

ALLEN, R. K. 1980. Geographic distribution and reclassification of the subfamily Ephemerellinae (Ephemeroptera: Ephemerellidae). In: *Advances in Ephemeroptera Biology.* (J.F. FLANNAGAN and E. MARSHALL eds.) Plenum Publ. Co. págs: 71-79.

EATON, A.E. 1881. An announcement of new genera of the Ephemeridae. *Ent. Month. Mag.*, 17: 191-197.

GAINO, E. & SPANO, S. 1975. Segnalazione di *Thraulus bellus* Eaton in Italia. *Boll. Soc. Ent. Ital.* 107: 25-31.

GALLARDO, A. & LOPEZ, S. 1981. Primera cita para España de *Thraulus bellus* Eaton, 1881 (Ephem. Leptophlebiidae). *Bol. Asoc. esp. Entom.* 4: 249.

GARCIA DE JALON, D. & GONZALEZ DEL TANAGO, M. 1979. *Estimación de la contaminación de las aguas mediante indicadores biológicos: Aplicación al río Jarama.* ICONA, Madrid.

GONZALEZ DEL TANAGO, M. 1977. *Ephemeroptera, Plecoptera* y *Odonata del Coto Nacional de la Sierra de Cazorla y Segura.* Tesis Doctoral. Univ. Politécnica Madrid.

LANDA, V. 1969. *Jepice-Ephemeroptera.* Fauna CSSR 18, 347 pp. Praha.

MACAN, T.T. 1979. *A key to the Nymphs of British Ephemeroptera.* F.B.A. Pub. Nº 20.

MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.; TOJA, J.; & ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles.* MOPU. Madrid.

PUTHZ, V. 1978. Ephemeroptera. In: *Limnofauna Europaea.* J. ILLIES Ed.: 256-263. Verlag. Stuttgart.

VERRIER, M.'. 1953. Note biogéographique sur *Thraulus bellus* Etn. *Bull. Soc. Ent. France,* 58: 54-55.

Factores que determinan la distribución de los simúlidos y quironómidos (Diptera) de la red hidrográfica andorrana

Gloria González Peña

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

RÉSUMÉ

FACTEURS QUI DÉTERMINENT LA DISTRIBUTION DES SIMULIES ET CHIRONOMIDES (DIPTERA) DANS LE RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE L'ANDORRE.

Pendant l'étude du réseau hydrographyque de l'Andorre, 18 espèces de Simulies et 45 genres et espèces de Chironomides ont été trouvés. On a établi leurs distributions, cherchant à établir les facteurs qui la déterminent, dont les principaux sont: le courant, la température, le substrat et le degré d'eutrophisation des eaux.

INTRODUCCION

Andorra, situada en los Pirineos orientales, cuenta con una importante red hidrográfica, en la que se distinguen dos cuencas principales: la del Valira del Nord y la del Valira d'Orient. Ambas confluyen a nivel de Les Escaldes para formar el Gran Valira que abandona tierras andorranas y se constituye en uno de los afluentes del Segre.

Sus aguas corrientes muestran un régimen torrencial, con temperaturas bajas que no superan los 20° C y elevada oxigenación. El régimen hídrico se caracteriza por presentar irregularidades anuales, con crecidas en primavera y caudales mínimos en invierno y verano.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se sucedieron durante Julio y Agosto de 1978 a lo largo de 47 estaciones situadas en la red hidrográfica andorrana (fig. 1). El sistema de muestreo, los parámetros físico-químicos considerados y otras precisiones metodológicas se encuentran en un trabajo anterior (PRAT, *et. al.*,

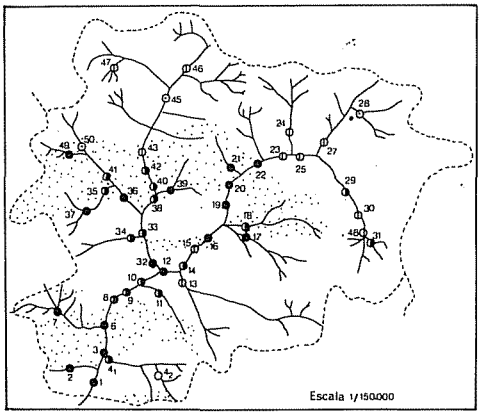


Fig. 1. Red hidrográfica andorrana con la situación de los puntos de muestreo y los valores de conductividad en agosto (⊙ 0-25, ⊕ 25-50, ◐ 50-125, ● > 125). La zona punteada corresponde a los terrenos de naturaleza básica.

1979). El presente estudio se dedica a las dos familias de dípteros acuáticos más abundantes en los cursos fluviales andorranos y complementa a otros publicados previamente (BAUTISTA, 1980; PUIG, 1980).

RESULTADOS

CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LAS AGUAS DE LOS RIOS DE ANDORRA

En Andorra, la mineralización de las aguas expresada en términos de conductividad no es muy elevada y oscila entre 15 y 476 micromhos/cm., en relación con la naturaleza del sustrato, los aportes externos procedentes de los núcleos urbanos y el caudal del río que actúa diluyendo o concentrando los iones en solución (fig. 1).

El nivel de nutrientes de las aguas (fósforo y nitrógeno especialmente) tiene relación con su calidad, como se ha señalado en otros trabajos (PRAT, 1981). En Andorra, las concentraciones de nitritos y fosfatos se van incrementando a medida que el grado de alteración de las aguas aumenta. Por otro lado, los niveles de oxígeno varían entre 3,02 y 7,9 ml./1., coincidiendo los valores más bajos con las zonas más alteradas.

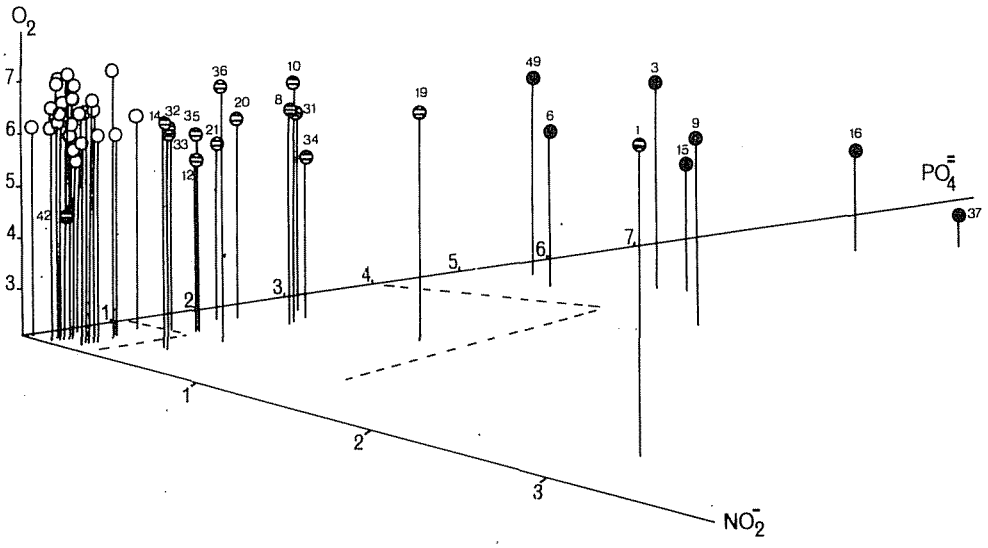


Fig. 2. Distribución de las estaciones de muestreo en el espacio que definen sus valores medios de nitritos, fosfatos y oxígeno.

Los focos de polución que afectan a las aguas andorranas tienen un origen urbano por lo que los niveles de nitritos, fosfatos y oxígeno se muestran adecuados para calibrar la calidad de las mismas. La agrupación de las estaciones de muestreo que se observa en la figura 2 está basada en los niveles medios de nitritos, fosfatos y oxígeno, y nos separa las cabeceras y tramo superior del Valira del Nord y Valira d'Orient, con aguas limpias, sin apenas nutrientes, de las del Gran Valira (estaciones 1 a 10 en la fig. 1) que junto con otras estaciones situadas en zonas aisladas (estaciones 31, 37 y 49; fig. 1) muestran un elevado grado de alteración.

LOS SIMULIÏDOS Y QUIRONOMIDOS DE ANDORRA

Los simúliïdos y quironómidos son las dos familias de dípteros más importantes en las aguas corrientes, principalmente los quironómidos dado su abundancia y diversidad. Su estudio sistemático ofrece notables dificultades y por ello taxonomia de estos grupos ha sido olvidada en muchos estudios de ríos.

TABLA I. Catálogo de las especies de simúliïdos y de los quironómidos presentes en Andorra.

SIMULIIDAE
Prosimulium (Pr.) hirtipes
Pr. (Pr.) rufipes
Pr. (Pr.) tomosvaryi
Simulium (Eusimulium) cf. *brevidens*
S. (E.) carthusiense
S. (E.) cryophilum
S. (E.) latinum
S. (E.) vernum
S. (E.) carpathicum
S. (Obuchovia) auricoma
S. (Odagmia) nitidifrons
S. (O.) ornatum
S. (Tetisimulium) bezzii
S. (Simulium) argenteostriatum
S. (S.) monticola
S. (S.) argyreatum
S. (S.) tuberosum
S. (S.) variegatum

CHIRONOMIDAE
Macropelopia sp.
Thienemannimyia laeta
Conchapelopia pallidula
Paramerina-Zavrelimyia-
Boreoheptagyia sp.
Diamesa hamaticornis
D. latitarsis
Potthastia sp.
Pseudodiamesa sp.
Prodiamesa sp.
Brillia sp.
Cricotopus (Cricotopus) fuscus
Cricotopus (Cricotopus) tremulus
Cr. (Cr.) annulator
Cr. (Cr.) virriensis
Eukiefferiella brevicalcar
E. calvescens
E. claripennis
E. fuldensis
E. gr. *minor-fittkaui*
E. similis
Heterotrissocladius gr. *marcidus*
Metriocnemus sp.
Nanocladius rectinervis
Orthocladius (Euorthocladius) rivicola
O. (E.) rivulorum
O. (E.) thienemanni
O. (Orthocladius) gr. *saxicola-oblidens*
Parametriocnemus stylatus
Parorthocladius nudipennis
Rheocricotopus sp.
Synorthocladius semivirens
Cardiocladius sp.
Corynoneura sp.
Thienemanniella sp.
Chironomus gr. *thumni*
Pentapedilum sp.
Polypedilum gr. *scalaenum*
P. gr. *nubeculosum*
Krenopsectra sp.
Micropsectra sp.
Stempellinella sp.
Rheotanytarsus sp.
Tanytarsus sp.

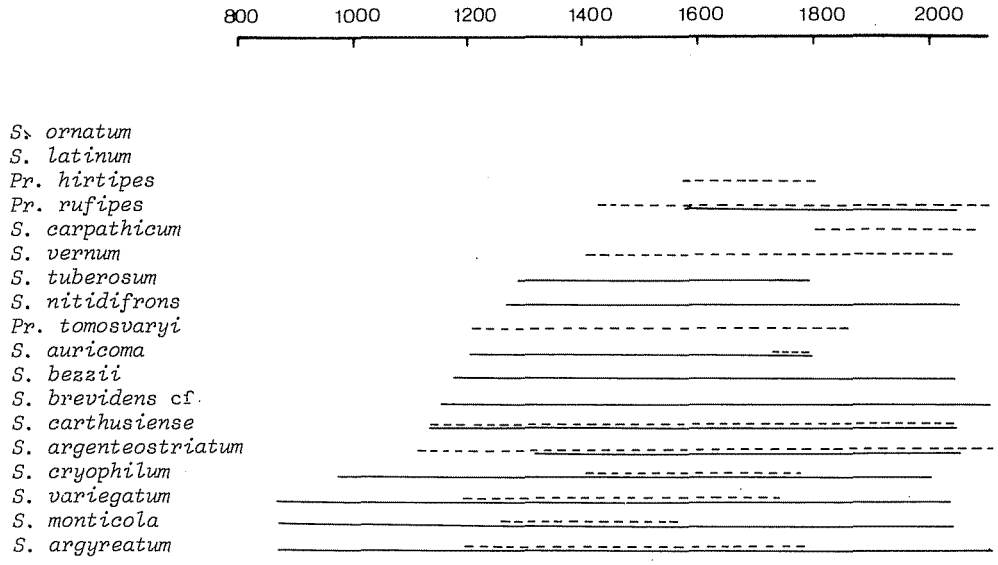


Fig. 3. Distribución altitudinal de los Simúliïdos (- - - julio, —— agosto).

LOS SIMULIÏDOS

Esta familia es exclusiva de las aguas corrientes y sus estadios preimaginales muestran notables adaptaciones a este medio como son la corona terminal de ganchos y los abanicos filtradores de la larva y el estuche sedoso de la pupa.

Los simúliïdos están muy diversificados en las regiones montañosas y en los Pirineos han sido objeto de numerosas prospecciones. Destacan los trabajos de GRENIER & BERTRAND (1951) en los Pirineos centrales incluyendo Andorra, JARRY (1973), LAVANDIER (1976) en los Pirineos orientales y NEVEU (1973) en la vertiente atlántica.

En nuestros muestreos por los ríos de Andorra se han recogido larvas y pupas de esta familia y se han identificado 18 especies, pertenecientes a 2 géneros y 6 subgéneros (Tabla I) según el criterio taxonómico de DAVIES (1968).

Los simúliïdos están ampliamente repartidos en Andorra y sólo están ausentes del tramo superior y medio del Gran Valira (estaciones 6 a 12 en fig. 1) en aguas con un grado elevado de alteración. Su distribución viene condicionada por factores como la velocidad de la corriente, el tipo de sustrato, el caudal, la temperatura, la altitud y el grado de eutrofización de las aguas.

La corriente es un factor primordial para la presencia de todo el grupo en general, si bien a nivel específico se observan algunas preferencias atendiendo a su velocidad. En Andorra *S. (S.) argenteostriatum* y *S.(O.) auricoma* ocupan las cabeceras de los ríos caracterizadas por su fuerte corriente.

El caudal puede influir en la distribución de los simúliïdos al concentrar o diluir las partículas en suspensión (WILLIAMS & WINGET, 1979). En julio con un caudal importante a consecuencia del deshielo, se observó una representación escasa de larvas de simúliïdos de los cauces principales mientras que en agosto, con un caudal menor, se extendían por toda la red hidrográfica.

La temperatura es, según GIUDICELLI (1963), el factor más importante que condiciona la distribución de los simúliïdos. Influye en su ciclo biológico y varía según la altura, latitud y época del año. En Andorra se distingue un grupo de especies estenoter-

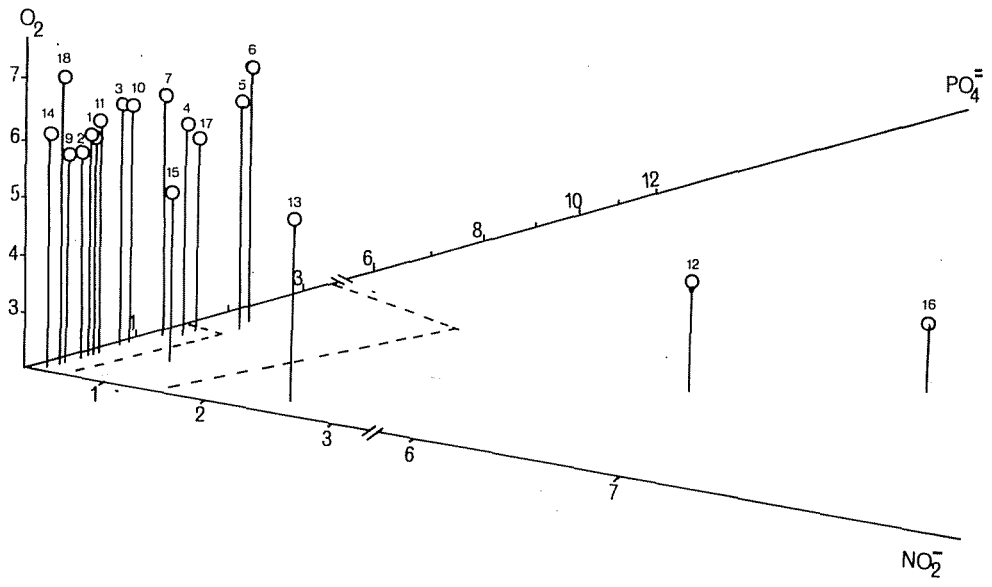


Fig. 4. Distribución de los simúliidos de Andorra en el espacio que definen las concentraciones medias de nitritos, fosfatos y oxígeno.
1. *Pr. rufipes*, 2. *Pr. tomosvaryi*, 3. *Pr. hirtipes* 4 *S. argyreatum*, 5. *S. monticola* 6. *S. variegatum* 7. *S. cryophilum*, 8. *S. carthusiense*. 9. *S. cf. brevidens* 10. *S. carpathicum*, 11. *S. auricoma*, 12. S. ornatum 13. *S. nitidifrons*, 14. *S. argenteostriatum*, 15. *S. bezzii*, 16. *S. latinum*, 17. *S. tuberosum*. 18 *S. vernum*

mas de agua fría que viven en aguas que no sobrepasan los 13° C *(Pr. (Pr.) rufipes; Pr. (Pr.) tomosvaryi; Pr. (Pr.) hirtipes; S. (E.) carpathicum)*, otro grupo propio de aguas más templadas hasta 10 y 15° C *(S. (E.) latinum, S. (O.) nitidifrons; S. (S.) variegatum)* y algunas especies euritermas *(S. (O.) ornatum, S. (T.) bezzii, S. (O.) auricoma)*. Estacionalmente se observa la dominancia de las especies de aguas frías en julio (especies del género *Prosimulium)* mientras que en agosto dominan las especies más euritermas.

La distribución altitudinal de las diferentes especies de simúliidos es ampliamente conocida por otros trabajos. En Andorra (fig. 3), dados los límites altitudinales muestreados (860-2.080) era de esperar la dominancia de las especies del género *Prosimulium* y de las del grupo *monticola*, dependiendo de la época del año. En julio, se distingue un grupo de especies estenotermas de agua fría *(S. (E.) carpathicum, Pr. (Pr.) rufipes, S. (E.) vernum)* que se encontraron sólo por encima de los 1.400 mts. mientras que otras *(S. (S.) argyreatum, S. (E.) carthusiense, S. (S.) argenteostriatum)* se caracterizan por una distribución altitudinal más amplia. En agosto, se observa una reducción del primer grupo de especies y dominan la situación las especies que se reparten por todo el gradiente altitudinal de Andorra *(S. (S.) argyreatum, S. (S.) monticola, S. (S.) variegatum, S. (E.) cryophilum, S. (E.) carthusiense, S. (T.) bezzii)*.

El grado de eutrofización de las aguas influye en la distribución de los simúliidos principalmente a través de la concentración de oxígeno. Todas las especies de la familia se caracterizan por los altos requerimientos de oxígeno disuelto y por ello al incrementarse la respiración bacteriana como consecuencia del enriquecimiento en materia orgánica de las aguas, se observa la paulatina desaparición de los simúliidos, y permanecen tan solo algunas especies como *S. (E.) latinum* o *S. (O.) nitidifrons* tolerantes a niveles bajos de oxígeno. La distribución de los simúliidos en Andorra está directamente relacionada con la calidad de las aguas (fig. 4)

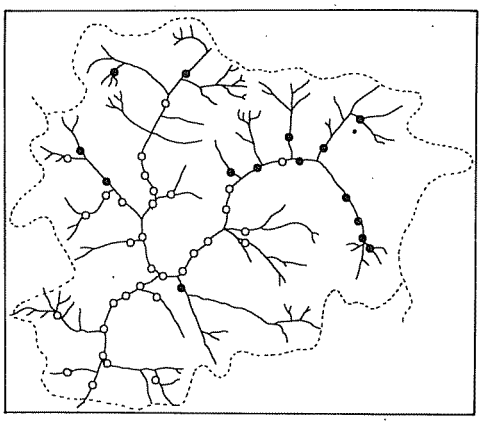


Fig. 5. Distribución de las especies de *Prosimulium* en Andorra.

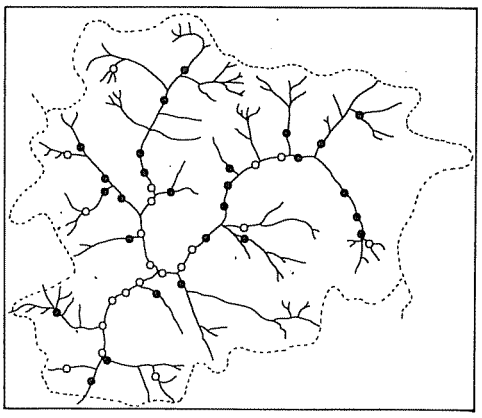


Fig. 6. Distribución de *S. (S.) argyreatum* en la red hidrográfica andorrana.

de modo que en las aguas sin apenas nutrientes y bien oxigenadas dominan las especies del género *Prosimulium* y algunas del subgénero *Eusimulium* y ello coincide con las cabeceras de los cursos principales o afluentes de aguas limpias (fig. 5) (especies con el número 2, 3, 8 y 10 en la fig. 4). En las aguas con una cierta carga de nutrientes aunque bien oxigenadas se presentan *S. (S.) argyreatum* (fig. 6), *S. (S.) monticola* y *S. (S.) variegatum* (especies con el número 4, 5 y 6 en la fig. 4). Tan solo *S. (O.) nitidifrons, S. (O.) ornatum* y *S. (E.) latinum* habitan aguas con niveles bajos de oxígeno (3 ml/1) (especies con el número 13, 12 y 16 de la fig. 4).

LOS QUIRONOMIDOS

Son, sin duda, la familia más importante de dípteros acuáticos, con un total de 1.404 especies en Europa (FITTKAU *et. al.*, 1978). Ocupan toda clase de medios acuáticos (aguas corrientes o remansadas, superficies higropétricas, musgos húmedos) y presentan regímenes alimenticios variados (fitófagos, filtradores o carnívoros).

Las especies de quironómidos se agrupan en torno a subfamilias y tribus y ya a este nivel se observan diferencias claras en cuanto a las preferencias por distintos medios dulceaquicolas. Los diamesinos y ortocladinos dominan en las aguas corrientes mientras que en las estancadas abundan los tanitarsinos y quironominos. Los diamesinos y ortocladinos se presentan muy diversificados en los torrentes de alta montaña y en los Pirineos han sido estudiados por diferentes autores (GRENIER & BERTRAND, 1949; BERTRAND, 1956; LAVILLE, 1966; LAVILLE & LAVANDIER, 1977; LAVILLE, 1980).

En nuestras prospecciones en Andorra se han detectado un total de 45 géneros y especies de quironómidos repartidos entre 4 tanipodinos, 6 diamesinos, 26 ortocladinos, 4 quironominos y 5 tanitarsinos, con dominancia de los géneros *Diamesa, Eukiefferiella, Cricotopus, Parorthocladius* y *Orthocladius* (Tabla I). El estudio del material larvario, utilizado en este trabajo, no permite llegar al nivel específico lo cual es posible únicamente si se dispone de pupas macho maduras opturadas sobre las piedras de las que pueda extraerse el hipopigio. Las especies que se citan en la tabla I fueron clasificadas al poder disponer de material de este origen.

La corriente está estrechamente relacionada con la dominancia de las diferentes subfamilias. En Andorra con un ambiente de tipo torrentícola dominan las especies

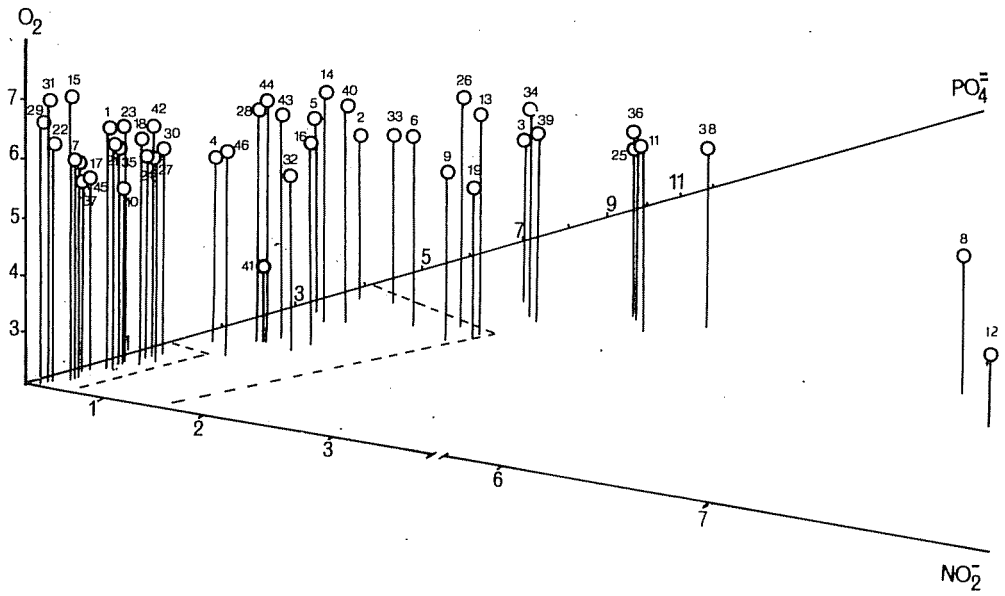


Fig. 7. Distribución de los Quironómidos de los ríos andorranos en el espacio que definen los niveles me dios de nitritos, fosfatos y oxígeno.
1. *Boreoheptagyia*, 2. *Pseudodiamesa*, 3. *Prodiamesa*, 4. *Potthastia*, 5. *D. latitarsis*, 6. *D. hamaticornis*, 7. C. pallidula, *8. Th. laeta*, 9. *Macropelopia*, 10. *Polypedilum* gr. *scalaenum*, 11. *P. gr. nubeculosum*, 12. *Chironomus*, 13. *Tanytarsus*, 14. Rheotanytarsus, 15. *Stempellinella*, 16. *Micropsectra*, 17. *Thienemaniella*, 18. *Corynoneura*, 19. *Parametriocnemus stylatus*, 21. *Synorthocladius semivirens*, 22. *Heterotrissocladius*, 23. *Nanocladius rectinervis*, 24. *Brillia*, 25. *Metriocnemus*, 26. *Cardiocladius*, 27. *Rheocricotopus*, 28. *Parothocladius nudipennis*, 29. *Eukiefferiella* gr. *minor-fittkaui*, 30. *E. calvescens*, 31. *E. brevicalcar*, 32. *E. fuldensis*, 33. *Orthocladius rivulorum*, 34. O. rivicola, 35. *O. thienemanni*, 36. *O*, gr. *saxicola-oblidens*, 37. *Cricotopus fuscus*, 38. *Cr. annulator*, 39. *Cr. tremulus*, 40. *Orthocladius*, 41. *Orthocladiinae* sp^2, 42. *Diamesa* sp^1, 43. *Diamesa* sp^2, 44. *Diamesa* sp^3, 45. *Krenopsectra*, 46. *Orthocladiinae sp.*[1]

reófilas de ortocladinos y diamesinos mientras que los quironominos con mayoría de especies de medios lenticos, están escasamente representados (Tabla I).

Respecto a la temperatura, se observa la presencia de algunas especies estenotermas de agua fría *(Stempellinella, Eukiefferiella minor, E. brevicalcar)* que habitan especialmente en aguas por debajo de los 10° C. Los diamesinos muestran su preferencia por las aguas frías aunque las especies identificadas en Andorra *(Diamesa hamaticornis, D. latitarsis)* son algo euritermas.

Dadas las dificultades sistemáticas ya mencionadas no ha sido posible obtener una distribución altitudinal de los quironómidos exacta. Los géneros más abundantes *(Orthocladius, Cricotopus, Eukiefferiella, Diamesa, Thienemanniella, Corynoneura, Micropsectra...)* se han recolectado en los límites altitudinales muestreados (entre 860 y 2.080) y la escasez de material pupal sólo nos permite hacer deducciones sobre la distribución altitudinal de algunas especies. Así *D. latitarsis* se encontró por encima de los 1.400 mts. mientras que *Orthocladius* gr. *saxícola-oblidens* no sobrepasa dicha altura. *Orthocladius rivicola* y *Synorthocladius semivirens* alcanzan los 1.800 mt. mientras que *Diamesa hamaticornis, Parorthocladius nudipennis* y *Eukiefferiella calvescens* se presenta a lo largo de todo el margen altitudinal muestreado.

La mayor abundancia de los quironómidos está relacionada con la presencia de una cobertura biológica importante y ésta depende de la concentración de nutrientes presentes en el agua (SERRA-TOSIO, 1968). El ex-

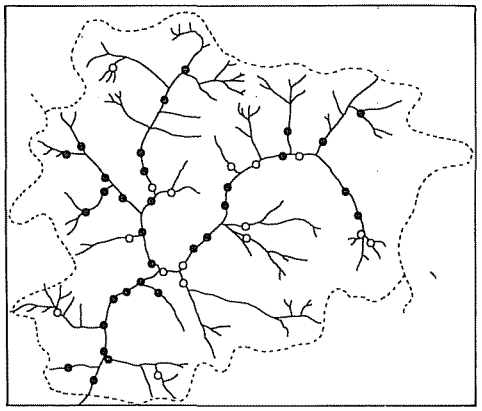


Fig. 8. Distribución de las especies del gr. *Corynoneura (Thienemanniella* y *Corynoneura)* en Andorra.

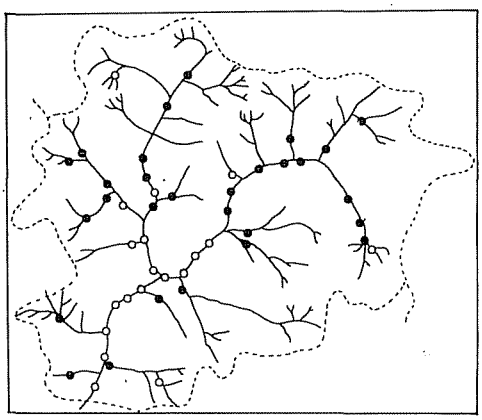


Fig. 9. Distribución de *Parorthocladius nudipennis* en los ríos de Andorra.

ceso de nutrientes procedentes de los vertidos urbanos puede conducir a un desarrollo exhuberante de la cobertura biológica y también puede producirse un descenso de los niveles de oxígeno si los vertidos contienen mucha materia orgánica poco oxidada.

La figura 7 muestra la distribución de los quironómidos de Andorra según los valores medios de las concentraciones de nitritos, fosfatos y oxígeno de las aguas en que fueron recolectados. A diferencia de los simúliidos (fig. 4) que en general, habitan aguas limpias y bien oxigenadas, en los quironómidos se presenta un abanico más amplio de posibilidades (fig. 7). Los resultados, si bien han de considerarse con reservas debido a la falta, en la mayoría de los casos, del nivel específico, indican la dominancia en las aguas limpias y oxigenadas de algunas especies de *Eukiefferiella (E. calvescens, E. minor-fittkaui, E. brevicalcar),* de las especies del grupo Corynoneura *(Thienemanniella* y *Corynoneura),* de *Boreoheptagyia, Stempellinella* y *Heterotrissocladius* (todos a la izquierda de la fig. 7). En aguas limpias aunque con una cierta carga de nutrientes se sitúan las especies de *Diamesa (D. latitarsis, D. hamaticornis), Parorthocladius nudipennis* y *Micropsectra sp.* A la derecha de la figura de agrupan las especies de *Cricotopus (Cr. tremulus, Cr. annulator), Orthocladius (O. rivicola* y *O. gr. saxicola-oblidens)* junto a *Prodiamesa* y a *Polypedilum* gr. *nubeculosum,* que dominan en las aguas más alteradas del Gran Valira.

CONCLUSIONES

Atendiendo a los resultados obtenidos en el estudio de la distribución de las especies de simúliidos y quironómidos y de los factores que la determinan es posible distinguir, en Andorra, dos agrupaciones de especies.

Un grupo de especies de zonas altas en las que las aguas son frías y limpias y que se concreta en los tramos altos de la red hidrográfica (Valira del Nord y Valira d'Orient). Se caracteriza por la dominancia de los simúliidos y especialmente de *Prosimulium* spp. (fig. 5), *Simulium (S.) argyreatum* (fig. 6) y *S. (E.) carthusiense* y la presencia de quironómidos de los géneros *Diamesa* y *Eukiefferiella,* de *Parorthocladius nudipennis* (fig. 9) y de los del grupo *Corynoneura* (fig. 8).

Otro grupo de especies se presentan en la parte inferior de la red hidrográfica (Gran Valira), caracterizada por un grado de eutrofización elevado. Se observa la escasa representación de los simúliidos y la abundancia de quironómidos en los cuales hay que destacar la desaparición de algunas especies de

Eukiefferiella y de las del grupo *Corynoneura*.

Por último, en algunas estaciones del tramo superior (Estaciones 31, 49 y 37, fig. 1) afectadas de fuerte polución, se observa la degradación de la comunidad existente y la aparición de especies de simúliidos y quironómidos más tolerantes a la contaminación orgánica *(Simulium (E.) latinum, S. (O) nitidifrons, Chironomus* gr. *thumi).*

BIBLIOGRAFIA

BAUTISTA, M.I. 1980. Contribució a l'estudi dels Tricòpters d'Andorra. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45, sec. zool.: 89-96.

BERTRAND, H. 1956. Diptères Chironomides pyrenéens et espagnols. *Bull. Soc. ent. Fr,* 58: 76-79.

DAVIES, L. 1968. A key to the British species of Simuliidae in the larval, pupal and adult stages. *Fresh. Biol. Ass. Sc. Public.* 24: 1-126.

FITTKAU, E.J. & REISS, F. 1978. Chironomidae. In: *Limnofauna Europaea* ILLIES, J. ed. Verlag. Stuttgart. 404-440 págs.

GIUDICELLI, J. 1963. Repartition altitudinal et cycle biologique de quelques simulies de montagne récoltées en Corse. *Rev. Franc. Entom.,* 30: 128-140.

GRENIER, P. & BERTRAND, H. 1949. Simuliidae de la région orientale des Pyrénées. Complément a la description des différents stades de *S. auricoma* MG. *Bull. Soc. Zool. Fr.* 74: 4-5.

–1951. Récoltes de Diptères Simuliidae et Blépharoceridae dans les Pyrénées. *Vie Milieu,* 2: 489-500.

JARRY, D. 1973. Contribution à l'etude des Simulies du Languedoc-Roussillon II. De quelques espèces des Pyrénées Orientales. *Ann. Paras. Hum. Comp.,* 48 (5): 703-712.

LAVANDIER, P. 1976. Premières donnés sur la repartition de simulies (Diptères, Nematocères) dans la Valle d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse,* 112: 90-95.

LAVILLE, H. 1966. Chironomides du Massif de Neóuvielle (Pyrénées Centrals). *Annls. Limnol.* 2: 203-216.

– 1980 Inventaire 1980 des Chironomidae (Diptera) connus des Pyrénées. *Annl. Limnol.,* 16: 211-223.

LAVILLE, H. & LAVANDIER, P. 1977. Les chironomides (Diptera) d'un torrent Pyrénéen de haute montagne: L'Estaragne. *Annls. Limnol.* 13 (1): 57-81.

NEVEU, A. 1973. Le cycle de développement des Simuliidae d'un ruisseau des Pyrénées Atlantiques, Le Lissuraga. *Ann. Hydrobiol.* 4 (1): 51-75.

SERRA-TOSIO, B. 1968. Sels mineraux dissous et densités des populations de chironomides dans les cours d'eau de montagne. *Trav. Lab. Hydrobiol.* 59-60, 13-38.

PRAT N. 1981. La contaminació d'aigües superficials als països catalans. XI Congrés de Metges i Biòlegs de Llengua Catalana: 111-125.

PRAT, N.; BAUTISTA, M.I.; GONZALEZ, G. & PUIG, M.A. 1979. La xarxa hidrogràfica. In: *El patrimoni natural andorrà* (R. Folch, ed.) Ketres. Barcelona.

PUIG, M.A. 1980. Contribució a l'estudi de l'ecologia comparada dels Plecòpters i efemeròpters d'Andorra, *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.,* 45: 77-87.

WILLIAMS, R.D. & WINGET, R.N. 1979. Macroinvertebrate reponse to flow manipulation in the Strawberry, Utah (U.S.A.). In: *The Ecology of regulated streams* (WARD & STANFORD, ed.), págs. 365-376.

Estudio de las larvas de Chironomidae (Diptera) en el río Cubillas (Granada)

Antonio Vilchez Quero

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

SUMMARY

LARVAE OF CHIRONOMIDAE (DIPTERA) FROM CUBILLAS RIVER (GRANADA, SPAIN)

Cubillas river (Granada, S Spain) undergoes a periodical organic pollution between January and May because of the discharge of oil milling sewage ("alpechin") into its waters. In this study, larvae of Chironomidae from five stations situated along the river (three of them affected by the organic discharge) as well as physical and chemical characteristics were studied twenty-three times from December 1975 to April 1977.

They have been identified twenty-six genus, besides *Polypedilum* group *convictum*, *Chironomus* group *thummi* and *Prodiamesa olivacea*. Their distribution is explained in accordance with the physical and chemical changes of the water produced by the excess of organic matter.

INTRODUCCION

El río Cubillas se encuentra situado al Norte de la provincia de Granada. El eje principal del río se dirige hacia el Sur hasta el embalse de su mismo nombre y desembocadura en el río Genil tras 63 Km. de recorrido.

El estudiar las larvas de los quironómidos (Diptera Chironomidae), es debido esencialmente a que algunos de sus miembros se caracterizan por su gran resistencia a condiciones de anoxia por la presencia en su cuerpo de pigmentos respiratorios que les permiten tomar oxígeno cuando éste está en concentraciones muy bajas en el agua. Son por ello buenos indicadores de la contaminación orgánica en los sistemas acuáticos.

MATERIAL Y METODOS

Se establecieron cinco estaciones de muestreo. La estación 1 se situó cerca del nacimiento del río; la estación 2, está aproximadamente a 7 Km. de la anterior, en Iznalloz, antes del paso del río por las inmediaciones de un molino de aceituna cuyo residuo (alpechín) vierte en él. La estación 3 se situó a 100 m. de la anterior y aguas aba-

jo del citado molino de aceituna. Las estaciones 4 y 5 se localizaron aguas arriba y aguas abajo respectivamente de otra almazara emplazada en la margen derecha del río, y que igualmente vierte en él su alpechín (fig. 1).

En todas las estaciones se tomaron muestras mensuales desde diciembre de 1975 a abril de 1977, excepto en el período de contaminación en que la recogida de material fue quincenal; lo que completó un total de veintitrés muestreos a lo largo de todo el período de estudio.

Para la captura de larvas se tomaron muestras en piedras y en el sedimento. La recogida de piedras (seis u ocho para cada estación) se efectuó manualmente, colocando acto seguido una red (de 60 micras de diámetro de poro) debajo para impedir que los animales cayeran al agua. Después se extrajeron cuidadosamente los organismos fijos con unas pinzas y todos se fijaron con formol al 4%o para posteriores estudios.

En la recogida de sedimento se utilizó una red de mano (de 60 micras de diámetro de poro) que en su parte inferior llevaba acoplado un frasco de vidrio de boca ancha. Una vez la red en el agua (en contra de la corriente) e introducida su parte superior unos ocho cm. dentro del sedimento, se removía el fondo con lo que los organismos más ligeros eran arrastrados por la corriente hacia la red; a continuación se desplazaba la red sobre el sedimento por lo que éste pasaba al frasco de vidrio. Una vez obtenido el sedimento se separaba el frasco de la red y se fijaba con formol al 4%o. Para el estudio de las poblaciones del sedimento se utilizó un juego de cribas cuyo diámetro de poro era de 3.200 micras, 500 micras, 320 micras y 125 micras, lo que la observación de las larvas bajo la lupa.

La determinación de los parámetros químicos (concentración de oxígeno y fosfatos del agua) se hizo con los métodos citados en MARTINEZ *et. al* (1975).

La clasificación de las larvas de los quironómidos se hizo con la bibliografía que se cita al final.

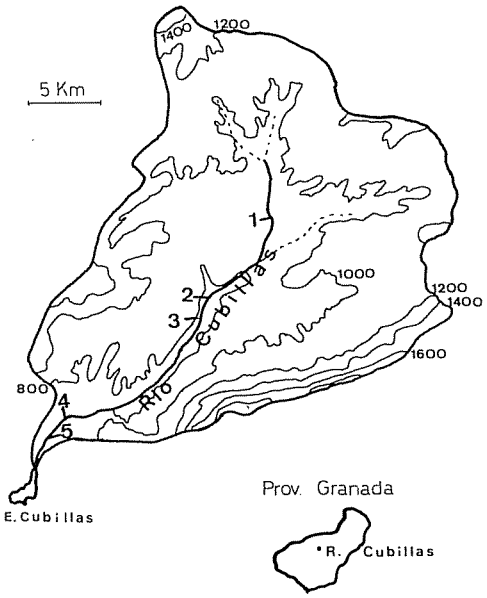


Fig. 1. Estaciones de muestreo en el río Cubillas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las estaciones 1 y 2 se caracterizan por su homogeneidad en cuanto a la composición química de sus aguas; por ejemplo la concentración de oxígeno disuelto en el agua es casi siempre elevada (en la estación 1 el oxígeno varía entre el 51,26%o y el 91,31%o de saturación, en la estación 2 entre el 34,62 y el 98,83%o de saturación). Por otro lado la concentración de fosfatos en el agua mantiene valores bajos entre 0,45 y 3,40 μgr-at $P.PO_4$/l en la estación 1 y entre 0,45 y 4,25 μgr-at $P.PO_4$/l en la estación 2 con respecto a las demás estaciones, por lo que en éstas actúa como factor limitante en el crecimiento de las poblaciones de algas, de aquí que el mantenimiento de las comunidades de larvas que se alimentan de éstas no sufran destacadas variaciones a lo largo de todo el período de estudio. Entre las larvas de quironómidos hay un claro predominio en todo el río, tanto en las piedras como en el sedimento, de los géneros *Orthocladius, Tanytarsus, Corynoneura* y *Polypedilum grupo convictum.*

TABLA I. Distribución de las larvas de quironómidos en las piedras de las diferentes estaciones.
A: Epoca con contaminación orgánica por alpechín. B: Período sin contaminación orgánica.

	ESTACIONES									
	1		2		3		4		5	
CHIRONOMIDAE	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Tanypodinae										
Procladius	+	+	–	–	–	+	–	+	–	+
Ablabesmyia	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Xenopelopia	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Thienemannimyia	–	+	–	–	–	–	+	–	–	+
Diamesinae										
Potthastia	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–
Orthocladiinae										
Orthocladius + Cricotopus	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eukiefferiella	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+
Rheocriotopus	–	+	–	–	–	–	–	–	–	+
Parametriocnemus	+	+	–	+	–	+	–	–	–	+
Corynoneura	+	+	+	+	–	–	+	–	–	+
Thienemanniella	+	+	+	+	–	+	–	–	–	–
Chironominae										
Chironomus gr. *thummi*	–	–	–	–	–	+	+	+	+	+
Polypedilum gr. *convictum*	–	–	+	+	–	+	+	+	+	+
Cryptochironomus	+	+	–	–	–	–	–	+	–	–
Microtendipes	–	+	–	–	–	+	+	+	+	+
Tanytarsus	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+
Cladotanytarsus	–	–	–	–	–	–	–	+	–	+
Rheotanytarsus	–	–	–	–	–	+	–	+	–	+
Micropsectra	–	–	–	–	–	+	–	+	+	+

La presencia en el sedimento de *Prodiamesa olivacea* en las estaciones 1 y 2 nos ha servido como organismo indicador para diferenciar estas estaciones de las restantes ya que esta especie se comporta como estenoterma de agua fría y polyoxibionte (LINDEGAARD-PETERSEN, 1972), como en estas estaciones de muestreo. Por otra parte, la captura en el sedimento de larvas pertenecientes al género *Paratendipes* sólo en las dos primeras estaciones, parece indicar su preferencia por aguas oxigenadas y sin exceso de materia orgánica.

Las tres estaciones restantes están sometidas a la contaminación por materia orgánica especialmente la 3. Para facilitar la descripción de los fenómenos que ocurren en estas estaciones, hemos considerado dos estapas: la primera correspondería al estudio en conjunto de estas estaciones durante el tiempo de contaminación y la segunda abarcaría los procesos de autodepuración de las aguas en el período de inactividad de las almazaras.

Por lo que se refiere a la primera etapa (de enero a mayo de 1976) en la estación 3 hay un consumo rápido del oxígeno disuelto, (sólo 0,085% de saturación en marzo), así como el enriquecimiento de sus aguas en fosfatos, ya que el alpechín contiene ácido fosfórico (LOPEZ *et. al.* 1977), con una concentración en marzo de 1976 de 15,96 μgr-at $P.PO_4/l$. Las larvas de quironómidos durante los meses de marzo y abril llegaron a desaparecer de los dos sustratos estudiados (tablas I y II).

En la estación 4 la situación no es tan extrema como en la estación anterior, ya que

TABLA II. Distribución de las larvas de quironómidos en el sedimento de las diferentes estaciones. A: Epoca con contaminación por alpechín. B: Epoca sin esta contaminación.

	ESTACIONES									
	1		2		3		4		5	
CHIRONOMIDAE	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Tanypodinae										
Procladius	–	–	–	+	–	+	+	+	+	+
Ablabesmyia	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Tanypus	–	–	–	+	–	+	–	+	–	–
Diamesinae										
Prodiamesa olivacea	+	+	+	+	–	–	–	–	–	–
Orthocladiinae										
Orthocladius + Cricotopus	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+
Eukiefferiella	+	+	+	+	–	+	–	+	+	+
Psectrocladius	–	–	–	–	–	+	–	+	–	–
Rheocriotopus	–	–	–	+	–	+	–	–	–	–
Parametriocnemus	+	–	+	+	–	–	–	+	–	–
Corynoneura	+	+	–	+	–	–	+	–	–	+
Thienemanniella	–	–	–	–	–	–	–	+	–	+
Nanocladius	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Metriocnemus	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–
Chironominae										
Chironomus gr. *thummi*	–	–	–	+	–	+	+	+	+	+
Polypedilum gr. *convictum*	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+
Cryptochironomus	–	–	–	–	–	+	–	–	–	+
Demycryptochironomus	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Microtendipes	–	–	–	–	–	–	+	+	+	+
Paratendipes	+	+	+	+	–	–	–	–	–	–
Cryptotendipes	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Paracladopelma	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Endochironomus	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Tanytarsus	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+
Cladotanytarsus	–	+	–	+	–	–	–	+	–	+
Rheotanytarsus	+	+	–	–	–	–	–	+	+	+
Micropsectra	–	+	+	+	–	+	–	–	+	+

la distancia de 14 Km. entre ambas y el mayor caudal que circula por esta estación, debido al aporte de algunos arroyos, implica una mayor concentración de oxígeno en el agua (23,12% de saturación en marzo de 1976), y una disminución en la concentración de fosfatos (4,60 μgr-at $P.PO_4$/l en marzo del mismo año).

Entre las larvas de quironómidos de esta estación destacamos la presencia del género *Microtendipes*, que pueden resistir bajas concentraciones de oxígeno en el agua debido a la existencia de pigmentos respiratorios. También son frecuentes las larvas de *Chironomus* gr. *thummi*. Las poblaciones de *Orthocladius, Corynoneura, Tanytarsus* y *Polypedilum* gr. *convictum* estaban bien representadas.

En la estación 5, situada a 400 m. de la anterior y como consecuencia del vertido de alpechín a sus aguas, la contaminación aumenta, pero con valores superiores en la concentración de oxígeno disuelto a los de la estación 3 (13,08% de saturación en marzo de 1976). La concentración de fosfatos en el agua se ve incrementada (16,50 μgr-at

$P.PO_4/l$. Las larvas del género *Microtendipes* son frecuentes durante los meses de contaminación llegando a colonizar tanto las piedras como el sedimento de la estación 5.

La segunda etapa comprendería el proceso de recuperación de las aguas del río, esto es a partir de mayo de 1976. En las estaciones 3, 4 y 5 tiene lugar el mismo fenómeno, aunque de manera más acusada en las estaciones 4 y 5. El aumento de la concentración de oxígeno del agua en estas estaciones (78,10% de saturación a mediados de mayo) y la abundancia de nutrientes existentes, como consecuencia de las transformaciones que ha sufrido el material orgánico, dan lugar a fenómenos de eutrofización; los quironómidos que colonizan de nuevo estas estaciones y sus poblaciones son muy numerosas en comparación con las estaciones 1 y 2.

BIBLIOGRAFIA

BRYCE, D. 1960. Studies on the larvae of the British Chironomidae (Diptera), with keys to the Chironomidae and Tanypodinae. *Trans. Soc. Br. Ent.*, 14: 21-62.

BRYCE, D. & HOBART, A. 1972. The biology and identification of the larvae of the Chironomidae (Diptera). *Entomologist's Gaz.*, 23: 175-217.

LAVILLE, H. 1972. Recherches écologiques sur les Chironomides (Diptera) des lacs de montagne. Thése Université Paul Sabatier. Toulouse. 413 págs.

LINDEGAARD-PETERSEN, C. 1972. An ecological investigation of the Chironomidae (Diptera) from a Danish lowland stream (Liding A). *Arch. Hydrobiol.* 69: 465-507.

LOPEZ, F.J.; GARCIA, A. & RODRIGUEZ, M. 1977. Estudio del contenido en ácidos carboxílicos del alpechín de la aceituna y evolución de los mismos. *Grasas y Aceites* 28 (6).

MARTINEZ, R.; CANTERAS, J.C. & CRUZ, L. 1975. Estudio limnológico del embalse de Cubillas: Características químicas del agua. *Cuad. C. Biol. Univers. Granada.* 4 (2): 97-111.

PRAT, N. 1978. *Ecología y sistemática de los quironómidos (Insecta: Diptera) de los embalses españoles.* Tesis Universidad de Barcelona. 359 págs.

SAETHER, O.A. 1971. Notes en general morfology and terminology of the Chironomidae (Diptera). *Can. Ent.*, 103: 1.237-1.260.

SCHWOERBEL, J. 1975. *Métodos de Hidrobiología.* Blume Madrid.

STEWART, P.L. & LOCH, J.S. 1973. A guide for the identification of two Subfamilies of larval Chironomidae: the Tanypodinae and Chironomidae found in benthic studies in the Winnipeg river in vicinity of Pine Falls, Manitoba, in 1971 and 1972. *Environment Canada. Dept. of the Environ. Fisheries and Marine Service. Technical Report.* Serie nº. CEN/T-73-12 46 págs.

Principales tendencias de variación en los ecosistemas lóticos de Sierra Nevada

C. Canteras Jordana[1], L. Ropero García

Universidad de Granada. Facultad de Ciencias. Dpto. de Ecología. Granada.

1 Dirección actual: Cátedra de Ecología. ETS Ingenieros Caminos Canales y Puertos. Avenida de los Castros s/n. Santander.

SUMMARY

MAIN VARIATION TENDENCES IN THE LOTIC ECOSYSTEMS FROM SIERRA NEVADA (GRANADA, S-SPAIN)

Physical, chemical and biological characteristics were studied from sixty-one samples taken in seven rivers of Sierra Nevada (S. Spain). Sampling took place in twenty-one stations from November 1980 to June 1981.

The results obtained showed a progressive increase of mineral salt content, heterotrophic bacterial populations, coliform density, soluble phosphate and nitrate concentrations, and Margalef pigment index, according as the altitude decrease, specially down rivers from 800 meters, whereas the oxygen concentration decreased.

A principal component analysis transformed the original variables into five new variables which accounted for 82,3% of the total variance of the data. The interpretation of the five principal components is as follows: 1st, organic contamination; 2nd, water mineralisation; 3rd, phaecal pollution; 4th, water acidity degree; 5th, water velocity.

INTRODUCCION

Sierra Nevada es, gracias a sus nieves, una gran reserva de agua y proporciona el agua a la Vega granadina y prácticamente a todo el sureste de Andalucía. Pero, además, es soporte único en la Península, junto con los Pirineos, de ecosistemas de alta montaña. Debido a su situación geográfica posee peculiaridades propias gracias a las cuales encontramos una gran variedad de especies endémicas, fruto de una gran variedad de microclimas.

En general, el creciente desarrollo de la actividad humana sobre esta zona tiene un claro reflejo en la calidad y composición química de las aguas. Así en alguno de sus ríos, como el Monachil, en la cabecera se encuentran urbanizaciones cuyas aguas residuales se vierten directamente sobre el río.

Este trabajo tiene por objeto efectuar una evaluación de las tendencias de variación actuales en los sistemas lóticos de Sierra Nevada, sobre la base de un muestreo en siete de los principales cursos fluviales de la sierra, con veintiuna estaciones de muestreo situa-

das a distintas altitudes sobre el nivel del mar.

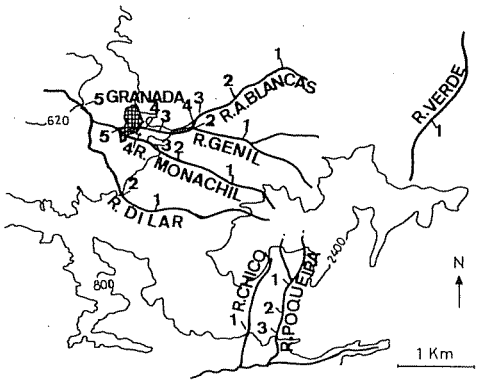


Fig. 1. Mapa de distribución de las estaciones de muestreo.

MATERIAL Y METODOS

En el período comprendido entre noviembre de 1980 y junio de 1981 se tomaron 61 muestras de agua, distribuidas en los períodos de otoño, invierno y primavera.

Los ríos estudiados y la ubicación de las distintas estaciones de muestreo se presentan en la figura 1. En los ríos Genil y Monachil se situaron cinco estaciones entre los 1.600 y 620 metros de altitud. El río Aguas Blancas fue muestreado en cuatro puntos a 1.300, 1.200, 800 y 740 metros y el río Dílar en dos a 1.000 y 800 metros. Los ríos de la vertiente Sur, Poqueira y Chico, por su menor extensión y caudal fueron estudiados tan sólo en altitudes de 1.600 y 900 metros. Por último, en el río Verde se situó una estación a 1.300 metros.

En cada muestra se realizó el estudio de un conjunto de parámetros físicos, químicos y bióticos.

Los parámetros físicos medidos fueron los siguientes: temperatura, turbidez, caudal y velocidad del agua. La temperatura –con el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH– fue medida con una sonda Hidrolab digital 4041. Para la estimación de la velocidad de la corriente y del caudal se siguieron las indicaciones de NEEDHAM & NEEDHAM (1978) y de SHWOERBEL (1975) basadas en controlar el tiempo invertido por un flotador en recorrer una distancia conocida.

Para la caracterización química de las aguas se midieron los cationes calcio, magnesio, potasio y sodio y los siguientes aniones: cloruros, silicatos, fosfatos, nitratos, nitritos y sulfatos. Los cationes se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (RODIER, 1978) y los aniones siguiendo los métodos desarrollados por el Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona (MARGALEF *et al.*, 1976; ROS, 1979).

El grado de contaminación orgánica se estimó midiendo la demanda química y biológica de oxígeno (GOLTERMAN, 1969), déficit de oxígeno (RODIER, 1978), concentración de amonio (ROS, 1979) y la estabilidad relativa del agua (CATALAN, 1969).

La determinación de la clorofila "a" y del índice de Margalef y la enumeración de bacterias heterótrofas y de *Escherichia coli* constituyeron los parámetros bióticos medidos. La extracción y medida de los pigmentos se hizo siguiendo los criterios de ROS (1979). Los ensayos de colimetría se efectuaron en medio líquido (HARRIGAN & McCANCE, 1968; GUINEA *et. al.*, 1979). La identificación de *E. coli* se hizo mediante las reacciones del IMViC y la prueba de Eijman (RODINA, 1972). El recuento de bacterias heterótrofas se efectuó según el método de siembra en placa (SOROKIN & KADOTA, 1972), con un medio de cultivo de peptona-extracto de levadura. La temperatura de incubación fue de 20° C durante un período de tiempo de diez días.

En un muestreo de estas características (que se realizó sobre distintos ríos y se extendió a lo largo del tiempo y del espacio) cada variable estudiada puede diferir segun tres factores o fuentes de variación: Ríos, períodos de muestreo y altitudes. Para decidir acerca de la significación de las diferencias que cada variable puede presentar entre los distintos ríos, distintos períodos de muestreo y distintas altitudes, se realizó para cada una un análisis factorial jerarquizado sobre el que se efectuó el análisis de la varianza (GRAYBILL, 1961; CHING CHUN LI,

1969). La relación entre las distintas variables se estudió mediante el análisis de correlación simple y las principales tendencias de variación se pusieron de manifiesto aplicando un análisis de componentes principales a los valores medios de los parámetros estudiados, previa transformación logarítmica, según el paquete de programas del BMDP en su versión 75 y más concretamente el programa P4M.

RESULTADOS

PARAMETROS FISICOS Y QUIMICOS

El régimen fluvial de los ríos estudiados es de tipo mediterráneo subtropical, caracterizados por un máximo en marzo-abril, con una fuerte acción nival, un profundo estiaje en verano y un ligero mínimo secundario en enero.

En general, por encima de los 1.000 metros de altitud sobre el nivel del mar la corriente es rápida (velocidad del agua comprendida entre 50 y 100 cm/s) o muy rápida (superior a 100 cm/s). Por debajo de los 620 metros la velocidad resulta más lenta (inferior a 50 cm/s) con valores elevados de turbidez.

La conductividad eléctrica ilustra el grado de mineralización del agua que se debió en parte a la naturaleza geológica por donde discurren los ríos y a determinados vertidos procedentes de la actividad humana, principalmente aguas abajo de los 800 metros de altitud. Estas circunstancias propiciaron una fuerte correlación negativa entre este parámetro y la altitud (fig. 2).

La temperatura del agua varió entre 3,4 y 20 °C con una oscilación de los valores medios entre 7 y 12 °C. Se correlacionó positivamente con la alcalinidad y con las concentraciones de magnesio, calcio y nitritos. Negativamente con la altitud, caudal y concentración de oxígeno. La significación de estas correlaciones fueron, en todos los casos, superiores al 95%.

ALCALINIDAD y pH

La reserva alcalina mostró valores diversos según la altitud de las estaciones de muestreo. En valor medio, estuvo comprendida entre 0,5 meq/l (estación 1 del río Genil) y 5,2 meq/l (estaciones 4 y 5 del río Genil). Según los valores de pH del agua, la mayor parte de la alcalinidad se debió a los bicarbonatos.

El pH varió entre 6,1 (estación 1 del río Genil) y 9,8 (estaciones 4 y 5 del río Monachil), estando el 76,6% de las medidas efectuadas entre 7 y 8. En altitudes superiores a los 800 metros las aguas resultaron neutras y ligeramente alcalinas aguas abajo de los 740 metros de altitud.

Los análisis de varianza revelan que sólo existen diferencias significativas ($P < 0,001$) entre las distintas altitudes. Se puede afirmar, por tanto, que con independencia de los distintos períodos de muestreo y de los diferentes ríos, las aguas de altitudes inferiores son más básicas y poseen mayor reserva alcalina que las aguas de altitudes superiores.

CATIONES

Los cationes monovalentes –sodio y potasio– fueron en todo momento minoritarios frente a los divalentes. Su distribución dependió fundamentalmente de la altitud y del período de muestreo, con los valores más elevados en la muestra invernal y en las estaciones de muestreo de menor altitud.

En general, los ríos de la vertiente Noroeste fueron los que presentaron los niveles de calcio más elevados. Las diferencias entre altitudes no resultaron significativas y el comportamiento del calcio fue diferente según los ríos. En el Genil la concentración aumentó desde la primera a la última estación, mientras que en el río Aguas Blancas sucedió todo lo contrario. En el río Poqueira, en cambio, no se encontró diferencias significativas entre sus tres estaciones de muestreo. El magnesio presentó una distribución semejante a la del calcio.

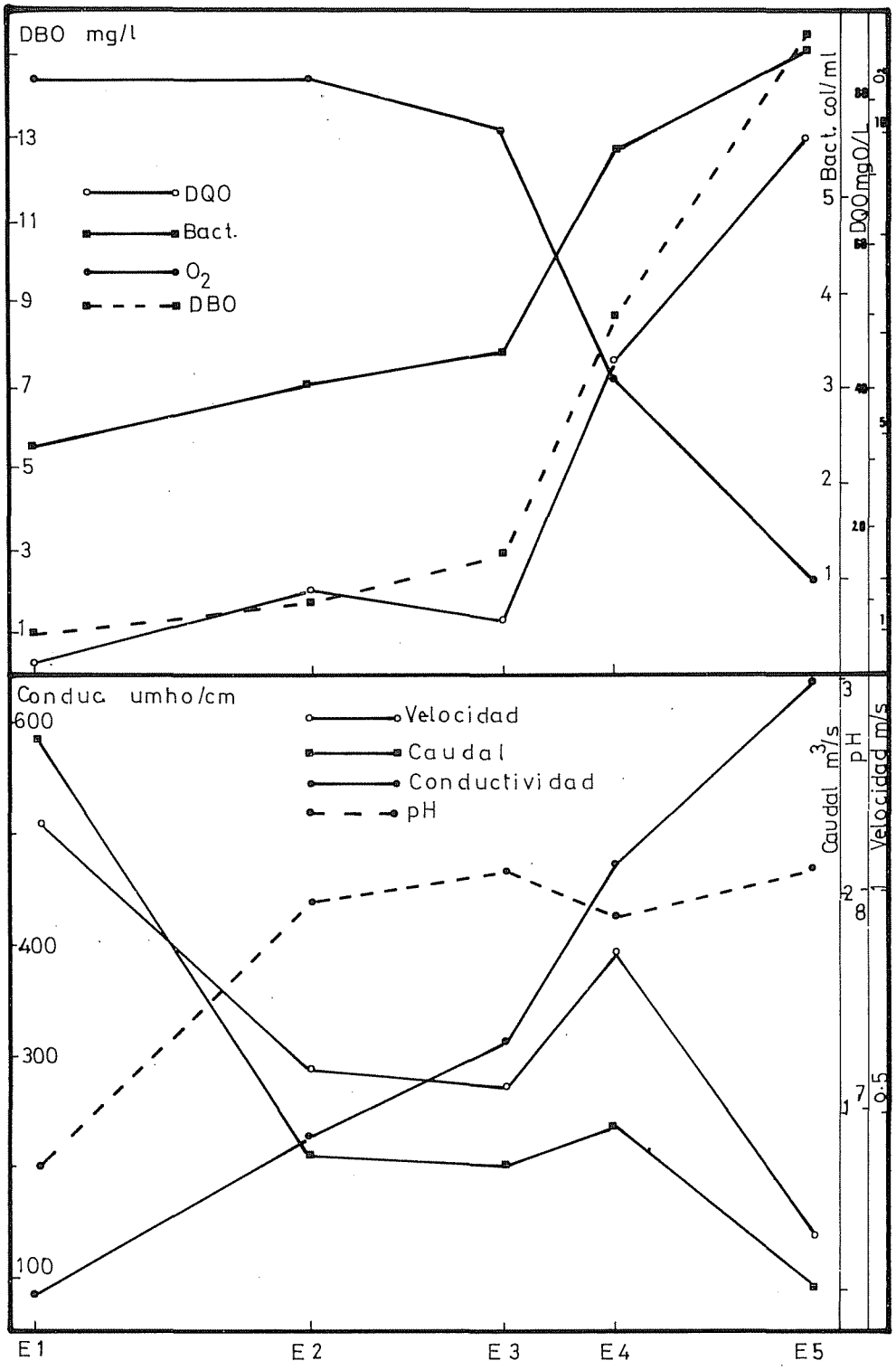


Fig. 2. Variación de algunos parámetros físicos e indicadores de materia orgánica en el río Genil.

Los cationes mostraron una amplia gama de correlaciones significativas ($P < 0,05$) con las restantes variables definidoras de la mineralización (conductividad y alcalinidad) (tabla I).

TABLA I. Matriz de coeficientes de correlación entre los cationes y los diferentes parámetros medidos con un nivel de significación $P < 0,05$.

	Na^{++}	K^{+}	Mg^{++}	Ca^{++}
Oxígeno	0,81	0,84	0,45	0,51
Conductividad	0,70	0,70	0,45	0,60
Déficit O_2	0,80	0,81	0,65	0,45
Alcalinidad	0,59	0,63	0,64	0,75
Temperatura	0,46	0,45	0,61	0,69
Altitud	0,47	0,47	0,49	0,52

ANIONES

Los valores de sulfatos presentaron una clara diferencia ($P < 0,05$) entre los períodos de muestreo. Los valores más altos se registraron en la muestra invernal y oscilaron entre 5,8 mg/l, estación 1 del río Poqueira, y 480 mg/l, en la estación 5 del río Genil. En otoño y primavera los valores fueron más bajos, estando comprendidos entre 4,8 mg/l y 110 mg/l respectivamente medidos en la estación 1 del río Poqueira y 4 del río Monachil. En general los valores de sulfatos también variaron con la altitud, con las concentraciones mayores en las estaciones de más baja altitud.

Los cloruros estuvieron comprendidos en un 71% de los casos entre valores no detectables y 1 meq/l. Los más elevadores se midieron en las estaciones de muestreo de menor altitud: 4 y 5 del río Genil y 5 del río Monachil, con valores siempre superiores a 10 meq/l.

COMPUESTOS DEL NITROGENO

Los valores más elevados de concentración de nitratos se obtuvieron en los ríos de la vertiente Noroeste de la sierra, donde por debajo de los 800 metros de altitud se produjo un fuerte incremento de la concentración de nutrientes (fig. 3). El análisis de varianza mostró que las tres fuentes de variación; ríos, períodos de muestreo y altitudes, fueron significativas. Así pues, se puede deducir que durante el otoño y el invierno en altitudes inferiores a los 800 metros y en los ríos Genil, Aguas Blancas y Monachil se presentaron los valores más altos de concentración de nitratos. La correlación con la altitud fue muy significativa con un valor de $-0,70$ ($P < 0,01$).

Los nitritos presentaron un comportamiento semejante al de los nitratos, con una correlación con la altitud de $-0,58$ ($P < 0,01$). También mostraton correlación negativa con el oxígeno disuelto y con la velocidad de la corriente y positiva con las siguientes variables: *E. coli,* bacterias heterótrofas, índice de pigmentos de Margalef, conductividad eléctrica, turbidez del agua y con las concentraciones de sulfatos, sodio y potasio. En todos los casos el nivel de significación fue superior al 95%.

La concentración de amonio fue también en aumento progresivo a medida que los ríos discurrían por sus cauces con un índice de correlación con la altitud de $-0,44$ ($P < 0,01$).

La relación entre el nitrógeno inorgánico soluble total y la altitud se puede resumir en los siguientes términos: Por encima de los 1.300 metros de altitud la concentración fue inferior a 5 microgramos-átomos de nitrógeno por litro, mientras que entre 1.300 y 800 metros estuvo comprendida entre 5 y 20. Entre 800 y 620 metros osciló entre 20 y 70 y por debajo de 620 metros de altitud la concentración de nitrógeno fue superior a 70 microgramos-átomo por litro.

FOSFATOS

Los valores de fosfatos son claramente ilustrativos de la progresiva eutrofización que están sufriendo las aguas corrientes de Sierra Nevada, especialmente la vertiente

Noroeste. En el río Genil, por ejemplo, los incrementos respecto de la primera estación, que presentó una concentración media de 0,2 microgramos-átomos de fósforo por litro, fueron los siguientes: Estación 2, 235%; estación 3, 535%; estación 4, 15.970%; estación 5, 27.650%. En los ríos de la vertiente Sur se obtuvieron los valores más bajos que oscilaron entre 0,13 y 0,47 microgramos-átomos de fósforo por litro.

Del correspondiente análisis de la varianza se puede deducir que las únicas diferencias significativas ($P < 0,01$) son las observadas entre las distintas altitudes.

PARAMETROS INDICADORES DE MATERIA ORGANICA

Los valores más elevados de oxígeno disuelto correspondieron a la muestra invernal y los más bajos a la de primavera. En los ríos de la vertiente Sur las aguas parecen más oxigenadas y, en general, salvo en el río Aguas Blancas, se puede observar una progresiva disminución del oxígeno disuelto en función de la altitud, con la que presentó un índice de correlación de 0,38 ($P < 0,02$). Por encima de 1.100 metros la concentración de oxígeno fue superior a 10,5 mg/l. Entre 700 y 1.100 metros varió alrededor de 10 mg/l, siendo inferior a 2 mg/l aguas abajo de 620 metros de altitud. No existen diferencias significativas entre los diferentes ríos estudiados ni entre los diferentes períodos de muestreo. Así pues, los valores más altos de oxígeno se dieron en las estaciones más elevadas y durante el invierno y se correlacionó negativamente ($P < 0,05$) con los nitritos, conductividad, índice de Margalef, temperatura, coliformes, bacterias heterótrofas.

La carga orgánica químicamente oxidable (DQO) mostró fuertes variaciones entre altitudes, ríos y períodos de muestreo, aunque estadísticamente sólo puedan admitirse como significativas ($P < 0,001$) las encontradas entre altitudes. En general, en todos los cauces estudiados se apreció un incremento de la DQO a medida que la altitud disminuía. Esta situación fue marcadamente acentuada en los ríos Genil y Monachil (fig. 2). Por debajo de 620 metros se registraron demandas químicas siempre superiores a 58 mg O_2/l, mientras que por encima de los 1.300 metros de altitud fueron siempre inferiores a 10 mg O_2/l. El índice de correlación con la altitud fue de $-0,46$ ($P < 0,01$).

La demanda biológica de oxígeno (DBO_5) presentó los valores más elevados en los ríos Genil y Monachil y los más bajos en el río Aguas Blancas. Como la demanda química, la biológica fue aumentando a medida que los cauces perdían altitud. Por encima de 1.300 metros de altitud fue siempre inferior a 1,21 mg O_2/l, con la excepción de la estación 1 del río Monachil (que a 1.600 metros presentó un valor medio de 2,83 mg O_2/l). Las diferencias de DBO_5 entre los distintos ríos no resultaron significativas, mientras que sí lo fueron ($P < 0,001$) las diferencias entre altitudes y entre los distintos períodos de muestreo. En general, por tanto, la demanda biológica fue más elevada en verano y en otoño y en las estaciones de muestreo menos elevadas. La DBO_5 se correlacionó ($P < 0,05$) negativamente con la concentración de clorofila "a" y positivamente con la concentración de amonio.

La estabilidad relativa de una agua es una medida indirecta de la carga orgánica de un agua (CATALAN, 1969) y se basa en el cálculo del tiempo necesario para que una muestra de agua decolore un volumen de una solución de azul de metileno. La decoloración es consecuencia del agotamiento de oxígeno causado por los procesos de biodegradación. La estabilidad es, pues, función directa del tiempo y se expresa en porcentaje (IMHOFF, 1969). Los resultados obtenidos de este ensayo muestra que el tiempo necesario para la decoloración del azul de metileno añadido a las muestras de agua de altitudes superiores a los 740 metros fue siempre por encima de los 30 días. Las aguas de las estaciones 4 de los ríos Genil y Monachil tardaron de 9 a 10 días y las aguas de las estaciones 5 de esos mismos ríos sólo necesitaron unos pocos minutos. Esto supone una estabilidad relativa del agua del 99,99% por encima de los 740 metros de altitud, del 90% para las aguas comprendidas entre los 740 metros y 620 metros y una estabilidad

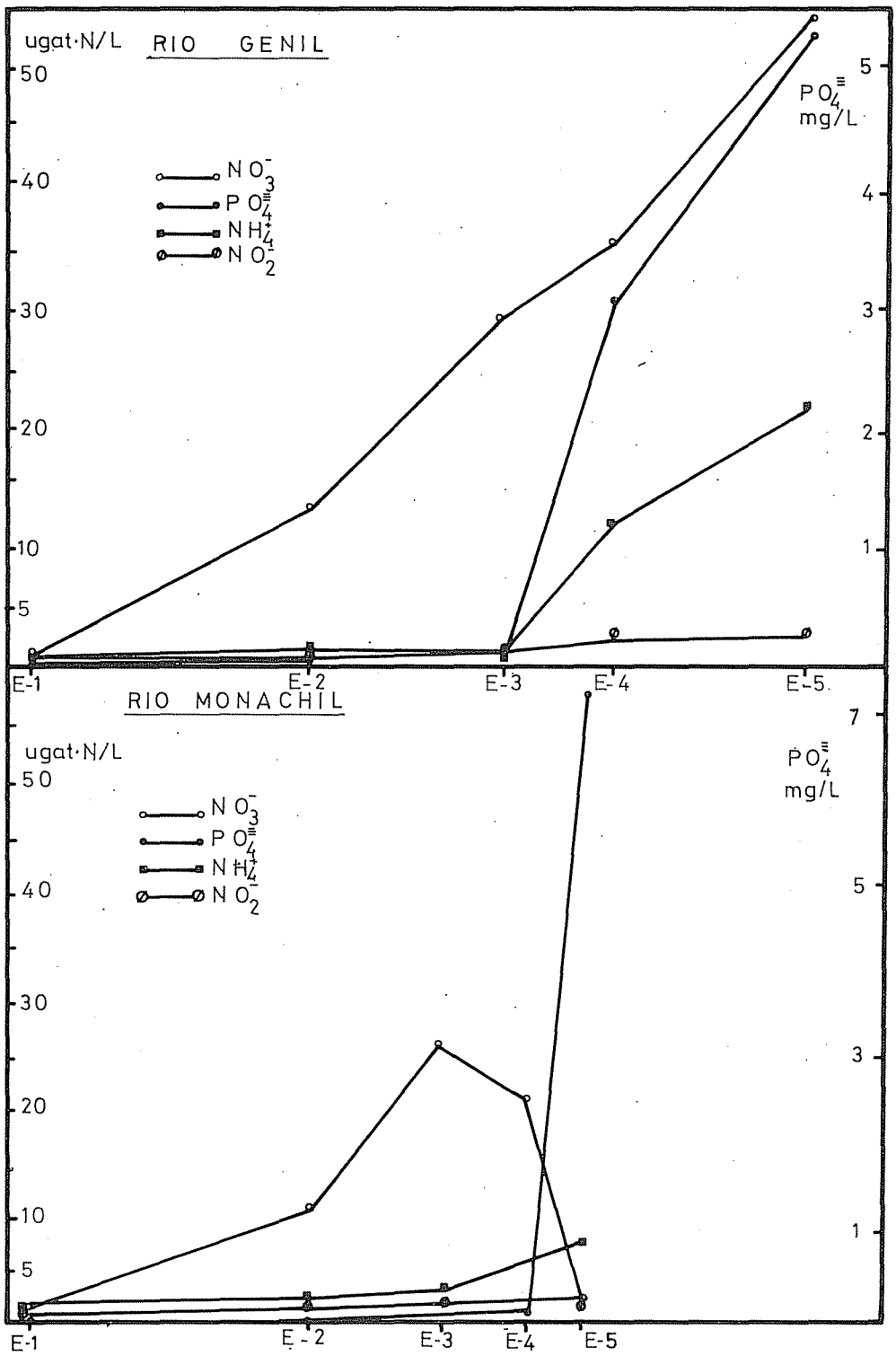


Fig. 3. Curvas de variación del nitrógeno y fósforo a lo largo de los ríos Genil y Monachil.

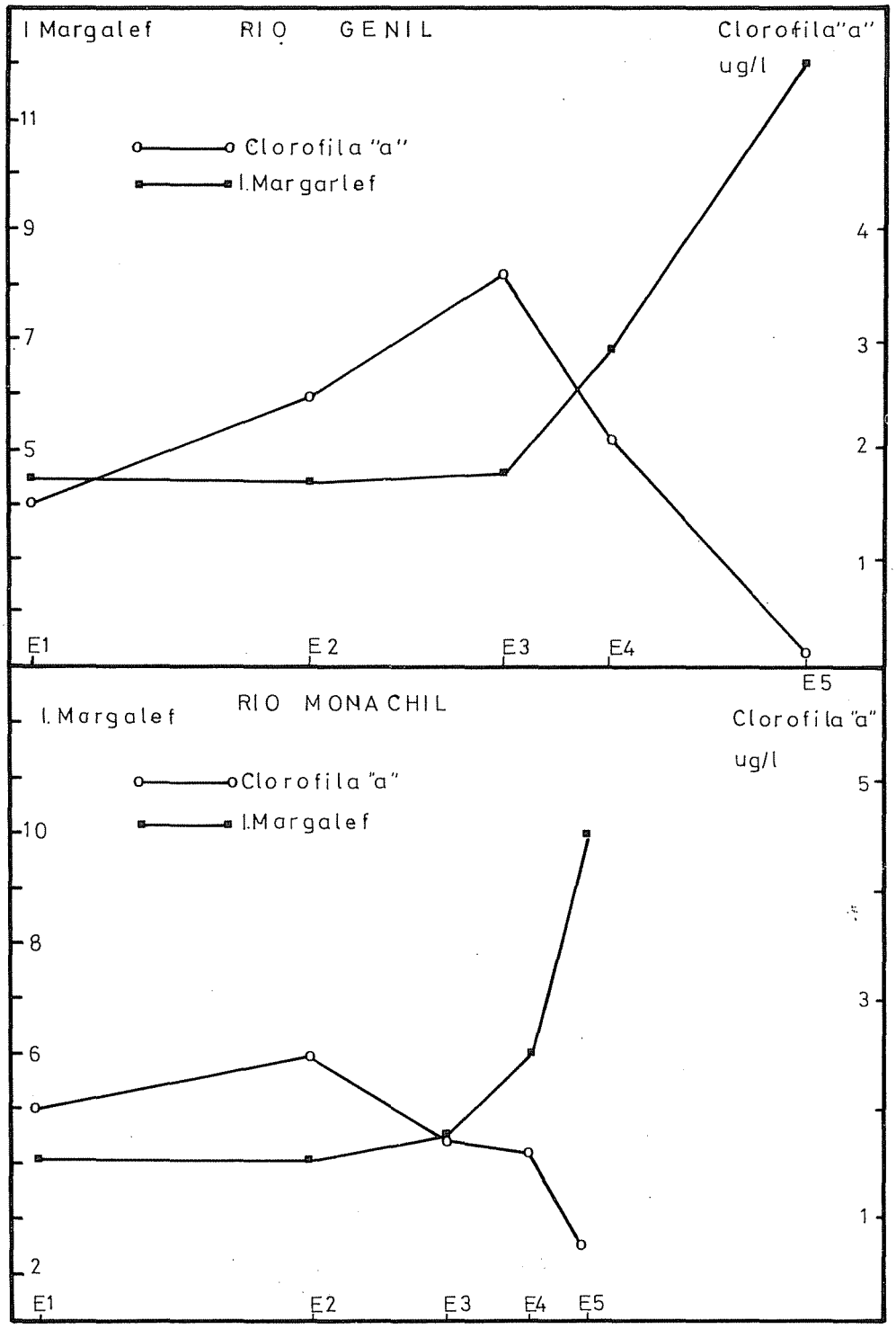


Fig. 4. Curvas de variación del índice de Margalef y de la clorofila "a" a lo largo de los ríos Genil y Monachil.

relativa del 0,94% aguas abajo de 620 metros de altitud.

PARAMETROS BIOTICOS

Los valores medios de *E. coli,* oscilaron entre 0,073, estación del río Chico, y 12.333 NMP/ml (Número Más Probable por mililitro), en la estación 5 del río Genil, aguas abajo de Granada capital. El análisis de la varianza mostró una clara significación de las diferencias entre altitudes, pero no, en cambio, entre períodos de muestreo ni entre los diferentes ríos estudiados. El comportamiento general fue el de un progresivo enriquecimiento de las aguas en *E. coli* desde la primera estación de muestreo a la última, independientemente del río y del período de muestreo. En altitudes superiores a 1.300 metros el NMP/ml fue inferior a 0,4, oscilando entre 0,4 y 10^2 en altitudes comprendidas entre 800 y 1.300 metros. Entre 620 y 800 metros de altitud el NMP/ml varió entre 10^2 y 10^4 y aguas abajo de 620 metros la densidad de *E. coli* fue superior a 10^5 NMP/ml. Hay que subrayar la excesiva concentración de *E. coli* en el tramo superior del río Monachil. En las estaciones 1 y 2, respectivamente situadas a 1.600 y 1.200 metros se llegaron a medir valores de NMP/ml de 15, con una media para ambas estaciones, de 9,5.

La densidad de bacterias heterótrofas no mostró diferencias significativas entre los distintos ríos estudiados. Sin embargo, las diferencias entre los períodos de muestreo y las diferencias entre altitudes resultaron claramente significativas ($P < 0,001$), deduciéndose una mayor densidad bacteriana en razón inversa a la altitud y durante el período de muestreo invernal. En dicho período la densidad bacteriana osciló entre 140 colonias por ml y $3,2.10^5$. En primavera se registraron los valores más bajos. Las muestras tomadas aguas arriba de 800 metros de altitud mostraron un número de colonias por ml inferior a 2.000. Entre 800 y 685 metros estuvo comprendido entre 2.000 y 3.000 mientras que entre 685 y 620 metros varió entre 10^4 y 10^5. Aguas abajo de 620 metros el número de colonias fue superior a 3.10^6.

Los valores del índice de pigmentos de Margalef fluctuaron entre 2,7 y 12. Este último valor fue medido en la estación 5 del río Genil, en primavera, coincidiendo con valores muy elevados de DQO y DBO y con unos valores de concentración de oxígeno disuelto y de bacterias heterótrofas indicadores de una alta actividad descomponedora de materia orgánica. En estas circunstancias las condiciones para el desarrollo de la vida se hacen muy extremas, reduciéndose a microorganismos heterótrofos anaerobios y/o microaerobios. Los valores del índice mostraron un paulatino aumento desde la primera estación a la última (fig. 4). Por encima de 800 metros, en valor medio, los índices fueron siempre inferiores a 3,6. Entre 800 y 620 metros estuvieron comprendidos entre 3,6 y 9,5 y por debajo de los 620 metros fueron superiores 9,5. La clorofila "a" a partir de 800 metros, aguas abajo y a medida que las aguas se enriquecían de materia orgánica, sufrió un brusco descenso, especialmente en los ríos Genil y Monachil (fig. 4).

DISCUSION

De los resultados analizados se deduce un estado progresivo de deterioro de la calidad de las aguas corrientes de Sierra Nevada. Esta situación, que especialmente se acentúa aguas abajo de 800 metros de altitud, llega hasta el punto de calificar a las aguas como no aptas para un elevado porcentaje de usos potenciales (ROPERO & CANTERAS, 1981).

En primer lugar, se lleva a cabo un aumento de la concentración de sales minerales como consecuencia de la naturaleza geológica de los suelos drenados por los ríos. Esta situación queda reflejada, en forma global, por las curvas de conductividad eléctrica del agua. En segundo lugar, a partir de 800 metros de altitud, aguas abajo, y de manera más acentuada en los ríos de la vertiente Noroeste: Genil y Monachil, comienza a hacerse notar la influencia de la actividad humana. Las curvas de DBO_5 y de DQO sufren bruscos aumentos como consecuencia de las entradas de elevadas cantidades de

materia orgánica. La degradación de esta materia produce en los ríos:

1) Un gran desarrollo de la comunidad descomponedora, constituida en los ecosistemas acuáticos fundamentalmente por las bacterias heterótrofas.

2) Una fuerte disminución de la concentración de oxígeno, como consecuencia de la actividad bacteriana, y una elevación de la concentración de nutrientes.

3) Un deterioro de la comunidad productora como resultado de los efectos negativos que la materia orgánica ejerce sobre la clorofila "a" (NIETO, 1967; MARGALEF, 1974) que cae rápidamente, a partir de los 800 metros de altitud, mientras se eleva el índice de pigmentos de Margalef.

El análisis de componentes principales efectuado (ver MATERIAL Y METODOS) redujo la información de partida a cinco ejes que explican, en conjunto, más del

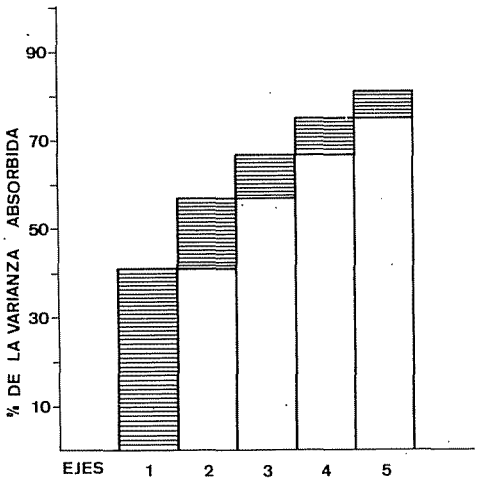


Fig. 5. Porcentaje de varianza absorbida por cada componente.

TABLA II. Matriz de factores de carga para los componentes principales.

	COMPONENTES				
VARIABLES	1	2	3	4	5
Sodio	0,970	0,000	0,000	0,000	0,000
DQO	0,969	0,000	0,000	0,000	0,000
Turbidez	0,666	0,000	0,000	0,000	0,000
Potasio	0,950	0,000	0,000	0,000	0,000
DBO_5	0,883	0,000	0,000	0,000	0,000
Déficit de oxígeno	0,880	0,000	0,000	0,000	0,000
Oxígeno	0,857	0,000	0,000	0,000	0,000
Bacterias h.	0,787	0,278	0,000	0,000	0,000
Conductividad	0,751	0,525	0,270	0,000	0,000
Nitritos	0,650	0,000	0,380	0,000	0,000
Índice de Margalef	0,610	0,000	0,000	0,437	0,000
Alcalinidad	0,518	0,761	0,000	0,000	0,000
Sulfatos	0,480	0,000	0,000	0,000	0,000
Magnesio	0,000	0,945	0,000	0,000	0,000
Calcio	0,000	0,915	0,000	0,000	0,000
Temperatura	0,000	0,731	0,000	0,000	0,000
Escherichia coli	0,419	0,000	0,835	0,000	0,000
pH	0,000	0,000	0,000	0,703	0,000
Caudal	0,000	0,357	0,000	0,633	0,000
Velocidad	0,292	0,455	0,000	0,000	0,767
Altitud	0,000	0,000	0,269	0,000	0,540
Amonio	0,000	0,000	0,350	0,000	0,000
Fosfatos	0,000	0,422	0,000	0,000	0,000
Clorofila "a"	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

80% de la varianza original (fig. 5). Los factores de carga de cada una de las variables sobre estos cinco ejes se presentan en la tabla II. El primer eje estuvo gobernado positivamente por las siguientes variables: DQO, DBO_5, déficit de oxígeno, nitritos, sodio, potasio, conductividad eléctrica y bacterias heterótrofas, y negativamente por la concentración de oxígeno disuelto. Se trata de variables relacionadas con la materia orgánica, es decir, que aumentan o disminuyen con variaciones en la carga orgánica de las aguas. Los iones calcio y magnesio y la alcalinidad total definieron al segundo eje principal, quedando el tercero exclusivamente determinado por la concentración de *E. coli*. Por último, los ejes cuarto y quinto quedaron respectivamente relacionados con el pH y la velocidad de la corriente.

Por todo ello concluimos que las principales tendencias de variación que actualmente están influyendo sobre las aguas corrientes de Sierra Nevada, deducidas de los factores de carga de la tabla II son:

1) Contaminación de origen orgánico
2) Mineralización de las aguas como consecuencia de la naturaleza geológica de los terrenos drenados por los ríos.
3) Contaminación de origen fecal
4) Grado de acidez del agua
5) Velocidad de la corriente

En función de estos criterios se puede distinguir en los ríos tres zonas:

– Primera: Constituida por las estaciones ubicadas en la cabecera de los ríos, caracterizada por la alta velocidad de la corriente y un pH próximo a la neutralidad.

– Segunda: Comprendida por las estaciones intermedias (entre 1.000 y 800 metros de altitud), caracterizada por la mineralización de las aguas en función de las zonas drenadas.

– Tercera: Estaciones aguas abajo de los 800 metros, caracterizada por una fuerte contaminación orgánica y fecal.

BIBLIOGRAFIA

BMDP. 1979. Institute of Health Sciencies. Universidad de California.

CATALAN, J.G. 1969. *Química del agua.* Blume. Madrid.

CHING CHUN LI. 1969. *Introducción a la estadística experimental.* Omega. Barcelona.

GOLTERMAN, H.L. 1969. *Methods for chemical analysis of fresh waters.* Blackwell. Oxford.

GRAYBILL, S.A. 1961. *An introduction to linear statistical models.* McGraw-Hill. London.

GUINEA, J.; SANCHO, J. & PARES, R. 1979. *Análisis microbiológico de aguas.* Omega. Barcelona.

HARRIGAN, W.F. & McCANCE. 1968. *Métodos de laboratorio en Microbiología.* Academia. León.

IMHOFF, K. 1969. *Manual de saneamiento de poblaciones.* Blume. Madrid.

MARGALEF, R., 1974. *Ecología.* Omega. Barcelona.

MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.: TOJA, J. & ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles.* Secretaría técnica del M.O.P. Madrid.

NEEDHAM, J. & NEEDHAM, P. 1978. *Los seres vivos en las aguas dulces.* Reverté. Barcelona.

NIETO, M. 1967. *Pigmentos como indicadores ecológicos en las aguas corrientes del centro de España.* Tesis doctoral. Universidad de Madrid.

RODIER, J. 1978. *L'analise de l'eau. Eaux naturelles, eaux residuales, eau de mer.* Dunod. Paris.

RODINA, A. 1972. *Methods in Aquatic Microbiology.* University Park Press. Baltimore.

ROPERO, G. & CANTERAS, J.C. 1981. *Calidad de las aguas corrientes de Sierra Nevada.* VIII Congreso Nacional de Microbiología. Madrid.

ROS, J. 1979. *Prácticas de Ecología.* Omega. Barcelona.

SCHWOERBEL, J. 1975. *Métodos en hidrobiología.* Blume. Madrid.

SOROKIN, I. & KADOTA, H. 1972. *Microbial production and descomposition in fresh water* Blackwell. Oxford.

APENDICE. Valores medios para los parámetros medidos en diversos ríos de Sierra Nevada.

	RIO GENIL					RIO POQUEIRA		
	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	E-1	E-2	E-3
O_2 (mg/l)	11,03	10,90	10,07	5,97	1,98	11,35	11,09	10,90
DBO_5 (mgO_2/l)	0,92	1,47	2,18	8,57	15,34	1,21	3,52	3,46
DQO (mgO_2/l)	1,87	8,53	6,40	43,00	74,03	7,63	17,07	15,07
Deficit O_2	0,94	0,18	0,13	4,43	8,45	0,68	0,16	0.18
Ca (mg/l)	93,30	105,70	105,1	111,0	134,00	52,40	48,20	41,80
Mg (mg/l)	4,40	9,80	21,50	23,20	32,70	5,60	8,80	7,80
K (mg/l)	7,00	7,50	9,10	13,40	20,60	2,30	4,70	7,70
Na (mg/l)	8,70	12,10	14,20	20.80	36,40	12,80	13,00	7,90
SO_4 (mg/l)	14,70	35,20	51,70	83,60	199,00	12,00	18,30	12,00
SiO_3 (mg/l)	0,22	0,17	0,15	0,29	0,29	0,20	0,32	0,20
Cl (mg/l)	5,90	10,00	42,50	425,0	591,00	2,34	0,00	2,30
NO_3 (mg/l)	0,03	0,52	1,83	2,19	3,40	0,08	0,97	0,90
NO_2 (mg/l)	0,00	0,01	0,04	0,09	0,11	0,02	0,02	0,02
NH_4 (mg/l)	0,01	0,03	0,02	0,02	0,40	0,00	0,01	0,00
PO_4 (mg/l)	0,02	0,06	0,01	3,05	5,27	0,00	0,05	0,03
E.coli NMP/ml	0,17	0,53	9,50	150	123.10^3	0,28	51,5	37,3
Bacterias h. (col./ml)	206	1140	2733	39.10^4	355.10^4	1027	1548	572
Velocidad (m/s)	1,17	0,60	0,55	0,89	0,23	0,69	0,86	1,17
Caudal (m^3/s)	2,77	0,82	0,77	o,89	0,20	0,60	0,63	1,55
Conduct. (µMhos/cm)	73,7	173,0	316,0	480,0	674,0	97,3	171,0	116,0
TºC	6,3	9,4	13,0	12,1	12,0	6,1	8,8	9,4
Alcalini. (mg/lCO_3H)	44,3	86,2	169,0	243,0	220,0	58,9	73,2	67,9
I. Margalef	3,4	3,4	3,5	5,9	11,0	3,0	3,6	3,5
Clorofila "a" (µg/l)	1,50	2,50	3,50	2,10	0,04	1,23	1,13	1,43
pH	6,80	7,93	8,17	7,83	8,13	7,50	7,53	7,26

	RIO MONACHIL					RIO DILAR	
	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	E-1	E-2
O_2 (mg/l)	9,13	8,87	9,13	6,97	2,50	10,70	10,30
DBO_5 (mgO_2/l)	2,83	0,69	1,39	5,81	15,90	1,33	1,62
DQO (mgO_2/l)	6,13	12,00	9,87	17,40	95,00	8,27	10,40
Deficit O_2	2,42	2,83	2,42	3,78	7,79	0,59	0,68
Ca (mg/l)	111	104	54,20	51,30	47,50	91,10	42,10
Mg (mg/l)	5,50	16,20	18,50	19,20	7,79	13,40	15,50
K (mg/l)	7,10	4,80	8,80	14,10	28,50	8,30	12,80
Na (mg/l)	0,70	16,10	19,00	23,40	138,0	7,70	13,40
SO_4 (mg/l)	28,80	66,90	68,50	77,10	250,0	31,90	32,70
SiO_3 (mg/l)	0,20	0,20	0,20	0,25	1,14	0,09	0,16
Cl (mg/l)	4,10	13,00	33,10	145,00	570.00	0,00	5,90
NO_3 (mg/l)	0,09	0,60	1,49	1,35	0,09	0,53	0,61
NO_2 (mg/l)	0,02	0,04	0,06	0,08	0,07	0,01	0,03
NH_4 (mg/l)	0,04	0,04	0,04	0,09	0,11	0,09	0,00
PO_4 (mg/l)	0,17	0,06	0,44	1,16	7,20	0,01	0,03
E.coli NMP/ml	9,53	9,53	903	1367	11000	0,17	4,77
Bacterias h. (col./ml)	4274	7407	9200	60833	750000	1080	1897
Velocidad (m/s)	0,57	1,03	0,46	0,42	0,25	0,93	0,85
Caudal (m^3/s)	0,64	1,13	0,09	0,05	0,40	1,00	0,41
Conduct. (µMhos/cm)	146	235	276	293	570	172	234
TºC	7,7	7,2	7,7	10,7	13,6	8,6	9,6
Alcalini. (mg/lCO_3H)	67,9	130	150	165	427	127	112
I. Margalef	3,1	3,0	3,5	5,2	10,0	3,0	3,4
Clorofila "a" (µg/l)	4,01	4,53	3,89	2,66	4,70	1,83	2,12
pH	7,43	7,66	7,63	8,86	8,10	7,43	7,50

	RIO A.BLANCAS				R.VERDE	R.CHICO
	E-1	E-2	E-3	E-4	E-1	E-1
O_2 (mg/l)	7,44	8,24	8,58	8,87	9,57	10,33
DBO_5 (mgO_2/l)	0,00	0,29	0,05	0,05	0,87	0,70
DQO (mgO_2/l)	3,05	3,62	4,96	2,72	9,63	5,37
Deficit O_2	3,72	3,06	3,09	1,51	1,84	0,54
Ca (mg/l)	72,40	176,0	214,0	138,0	64,3	93,80
Mg (mg/l)	26,80	28,90	27,20	29,00	3,40	14,60
K (mg/l)	3,00	4,80	7,30	3,60	4,70	4,80
Na (mg/l)	22,80	10,00	9,40	11,60	6,50	9,00
SO_4 (mg/l)	14,40	13,30	58,60	69,00	6,80	52,20
SiO_3 (mg/l)	0,14	0,13	0,29	0,25	0,17	0,20
Cl (mg/l)	16,00	10,60	10,60	44,90	7,10	1,20
NO_3 (mg/l)	0,02	0,23	0,80	1,34	0,18	0,18
NO_2 (mg/l)	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00
NH_4 (mg/l)	0,00	0,00	0,03	0,01	0,02	0,00
PO_4 (mg/l)	0,00	0,03	0,23	0,15	0,03	0,01
E.coli NMP/ml	0,10	41,2	98,3	125	0,37	0,07
Bacterias h. (col./ml)	548	1126	3806	2127	581	735
Velocidad (m^2/s)	0,56	0,67	0,30	0,61	0,23	0,44
Caudal (m^3/s)	0,08	0,23	0,36	0,18	0,04	0,06
Conducti. (µMhos/cm)	405	381	419	343	47	137
TºC	9,1	8,6	10,9	12,2	8,2	10,2
Alcalini. (mg/lCO_3H)	244	262	203	208	45	144
I. Margalef	3,9	4,3	3,6	3,5	3,2	3,9
Clorofila "a" (µg/l)	0,40	3,38	1,70	3,69	2,44	0,56
pH	7,37	7,66	8,03	8,20	7,06	7,70

Distribución geográfica y mesológica de las especies piscícolas de la cuenca del Duero en el verano de 1981

Diego García de Jalón y José Vicente López Alvarez

Departamento de Zoología y Entomología, Escuela de Ingenieros de Montes, Ciudad Universitaria, Madrid-3

SUMMARY

GEOGRAPHIC AND MESOLOGIC DISTRIBUTION OF FISHES IN THE DUERO RIVER BASIN (SPAIN) DURING SUMMER 1981

Using electro-fishing seventeen species of fishes were found in the watershed of Duero river during a survey of 70 sampling stations carried out in summer 1981. Some physical and chemical parameters of the water were analyzed (alcalinity, hardness, conductivity, dissolved oxygen, nitrates, nitrites, phospates, pH and temperatures) and related to the presence of different species.

INTRODUCCION

La sequía estival, peculiaridad de nuestros climas mediterráneos, caracteriza los ecosistemas fluviales ibéricos, cuyo más claro exponente es el descenso del caudal con ello la contaminación de los ríos producida por vertidos urbanos, agrícolas e industriales se hace máxima, al disminuir el factor dilución. En el presente trabajo se estudia el estado de las especies piscícolas de la cuenca del río Duero en las condiciones críticas del verano de 1981.

Resulta soprendente la escasez de trabajos que tratan de la distribución de peces en el interior de la península ibérica, especialmente si pensamos que la mayoría de las especies son objeto de pesca intensiva tanto deportiva como comercial. Como antecedentes relativos a la cuenca del Duero podemos citar los trabajos de VELEZ DE MEDRANO (1947), ANONIMUS (1952), LOZANO REY (1952), LOZANO CABO (1964), ALMACA (1976), ELVIRA *et al.* (en prensa) y DOADRIO & ELVIRA (en prensa). Queremos también resaltar el olvido que han sufrido los estudios españoles y portugueses en obras tan importantes como el Catálogo Europeo de Peces de Agua Dulce (BANARESCU *et al.* 1971), la Limnofauna Europea (ILLIES, 1978) y las guías de MUUS & DAHLSTROM (1970) y MAITLAND (1980).

METODOS

Durante los meses de verano hemos realizado un muestreo de peces, así como análisis físico-químicos de las aguas, en 70 estaciones distribuidas por toda la cuenca del Duero cuya ubicación se ha elegido atendiendo a que estén repartidas homogéneamente por toda la zona de estudio y evitando los tramos intensamente contaminados.

El muestreo piscícola se ha realizado principalmente mediante pesca eléctrica (corriente continua de 1.000 W) y accesoriamente con trasmallos. Los análisis de aguas se realizaron "in situ" con un laboratorio portátil Hach, calculando los valores de los siguientes parámetros: alcalinidad, dureza, conductividad, oxígeno disuelto, nitratos, nitritos, fosfatos y pH. Las temperaturas de las aguas se tomaron con termómetros convencionales.

CATALOGO DE ESPECIES

En el presente catálogo indicamos, para cada especie, las localidades de la cuenca del Duero donde hemos encontrado ejemplares durante el verano de 1981. Entre paréntesis se añaden las abreviaturas de las provincias a las que pertenece cada localidad. AV: Avila, BU: Burgos, LE: León, PA: Palencia, SA: Salamanca, SG: Segovia, SO: Soria, VA: Valladolid y ZA: Zamora.

FAMILIA ANGUILLIDAE

Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)

Río Agueda: Castillejo de Martín Viejo (SA);

FAMILIA SALMONIDAE

Salmo trutta fario (Linnaeus, 1758)

La trucha se encuentra en las zonas más altas de la cuenca, a una altitud media superior a los 1.000 m. sobre el nivel del mar (fig. 1).

Río Duero: Duruelo de la Sierra (SO); Garray (SO); Tardajos de Duero (SO). Río Ucero: Ucero (SO). Río Pisuerga: Polentinos (PA); Alar del Rey (PA); Río Arlanzón: Pineda de la Sierrra (BU); San Millán de Juarros (BU). Río Arlanza: Quintanar de la Sierra (BU). Río Carrión: Triollo (PA); Pino del Río (PA); Villoldo (PA). Río Esla: Riano (LE); Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA); Bretó (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Porma: Puebla de Lillo (LE); Vegas del Condado (LE). Río Bernesga: La Vid (LE). Río Orbigo: Rabanal de Luna (LE); Carrizo de la Ribera (LE); Requejo de la Vega (LE). Río Tera: Trefacio (ZA); Mozar (ZA). Río Riaza: Riofrío (SG); Berlangas de Roa (BU). Río Duratón: Duruelo (SG). Río Eresma: Valsaín (SG). Río Tormes; Angostura (AV); Ejeme (SA). Río Agueda: El Payo (SA).

FAMILIA ESOCIDAE

Esox lucius (Linnaeus, 1758)

Río Esla: Bretó (ZA).

FAMILIA CYPRINIDAE

Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758)

La carpa se ha encontrado entre los 300 y 750 m. de altitud, en zona de Potamon característico (fig. 1).

Río Duero: Villamarciel (VA); Castronuño (VA); Peleagonzalo (ZA); Carrascal (ZA). Río Carrión: Villamuriel de Cerrato (PA). Río Tormes: Ledesma (SA).

Barbus barbus bocagei (Steindachner, 1865)

El intervalo de altitud en que se ha encontrado el barbo es muy amplio, desde los 190 m. hasta los 1.180 m. (fig. 1).

Río Duero: Garray (SO); Langa de Duero (SO); Peleagonzalo (ZA); Río Ucero: Burgo de Osma (SO). Río Pisuerga: Cordovilla la Real (PA); Soto de Cerrato (PA); Cabezón (VA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Arlanza: Torrepadre (BU); Quintana del Puente (PA). Río Esgueva: Cabanes de Esgueva (BU). Río Carrión: Villoldo (PA); Villamuriel de Cerrato (PA).

Río Valderaduey: Benegiles (ZA). Río Esla: Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Ardón (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA); Bretó (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Orbigo: Requejo de la Vega (LE); Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Trefacio (ZA). Río Eresma: Hornillos (VA). Río Adaja: Valdestillas (VA). Río Tormes: Angostura (AV); Ejeme (SA). Río Huebra: Tamames (SA); Cerralbo (SA). Río Agueda: El Payo (SA); Castillejo de Martín Viejo (SA); La Fregeneda (SA).

Carassius auratus (Linnaeus, 1758)

El carpín es otra especie característica del Potamon bajo del Duero. Se ha encontrado a una altitud media de 530 m. (fig. 1).

Río Duero: Peleagonzalo (ZA); Carrascal (ZA); La Fregeneda (SA). Río Pisuerga: Cabezón (VA). Río Valderaduey: Benegiles (ZA). Río Tormes: Ledesma (SA). Río Huebra: Cerralbo (SA). Río Agueda: La Fregeneda (SA).

Chondrostoma polylepis (Steindachner, 1866)

La boga la hemos encontrado distribuida por toda la cuenca, desde los 190 m. hasta los 1.200 m. de altitud (fig. 1).

Río Duero: Hinojosa de la Sierra (SO); Garray (SO); Tardajos de Duero (SO); Castronuño (VA); Peleagonzalo (ZA); La Fregeneda (SA). Río Ucero: Ucero (SO). Río Pisuerga: Alar del Rey (PA); Cordovilla la Real (PA); Soto de Cerrato (PA); Cabezón (VA). Río Esgueva: Cabanes de Esgueva (BU). Río Arlanza: Torrepadre (BU); Quintana del Puente (PA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Carrión: Villoldo (PA). Río Valderaduey: Benegiles (ZA). Río Esla: Mansilla de las Mulas (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Orbigo: Rabanal de Luna (LE); Requejo de la Vega (LE); Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Trefacio (ZA). Río Eresma: Hornillos (VA). Río Adaja: Blascosancho (AV). Río Tormes: Angostura (AV); Ejeme (SA). Río Huebra: Cerralbo (SA). Río Agueda: El Payo (SA); Castillejo de Martín Viejo (SA); La Fregeneda (SA).

Gobio gobio (Linnaeus, 1758)

Su distribución es análoga a la de la boga (fig. 1).

Río Duero: Garray (SO); Tardajos de Duero (SO); Langa de Duero (SO); Carrascal (ZA). Río Ucero: Ucero (SO). Río Pisuerga: Polentinos (PA); Alar del Rey (PA); Cordovilla la Real (PA); Soto de Cerrato (PA); Cabezón (VA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Arlanza: Quintanar de la Sierra (BU); Torrepadre (BU); Quintana del Puente (PA). Río Esgueva: Cabanes de Esgueva (BU). Río Carrión: Pino del Río (PA); Villoldo (PA). Río Esla: Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Ardón (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA); Bretó (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Orbigo: Rabanal de Luna (LE); Carrizo de la Ribera (LE); Requejo de la Vega (LE); Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Trefacio (ZA); Mozar (ZA). Río Riaza: Berlangas de Roa (BU); Río Duratón: Duruelo (SG); Laguna de Contreras (SG). Río Cega: La Pedraja del Portillo (VA). Río Eresma: Bernardos (SG); Hornillos (VA). Río Adaja: Blascosancho (AV); Valdestillas (VA). Río Trabancos: Sieteiglesias (VA). Río Tormes: Ejeme (SA). Río Agueda: La Fregeneda (SA).

Leuciscus cephalus (Linnaeus, 1758)

La distribución del cacho es semejante a la de la boga y el gobio (fig. 1).

Río Duero: Hinojosa de la Sierra (SO); Garray (SO); Langa de Duero (SO); Castronuño (VA); Peleagonzalo (ZA); Carrascal (ZA). Río Pisuerga: Polentinos (PA); Cordovilla la Real (PA); Cabezón (VA). Río Esgueva: Cabanes de Esgueva (BU). Río Arlanza: Torrepadre (BU); Quintana del Puente (PA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Carrión: Villoldo (PA). Río Valderaduey: Benegiles (ZA). Río Esla: Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Porma: Puebla de Lillo (LE). Río Orbigo: Requejo de la Vega (LE); Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Trefacio (ZA). Río Duratón: Duruelo (SG). Río Eresma: Bernardos (SG); Hornillos (VA). Río Tormes: Angostura

(AV); Ejeme (SA). Río Huebra: Cerralbo (SA). Río Agueda: El Payo (SA); Castillejo de Martín Viejo (SA); La Fregeneda (SA).

Phoxinus phoxinus (Linnaeus, 1758)

El piscardo se ha encontrado en los tramos de la vertiente NE de la cuenca.

Río Ucero: Ucero (SO). Río Pisuerga: Polentinos (PA). Río Arlanza: Quintanar de la Sierra (SO). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU).

Rutilus alburnoides (Steindachner, 1866)

El calandino sólo se ha encontrado en el río Agueda.

Río Agueda: El Payo (SA); Castillejo de Martín Viejo (SA); La Fregeneda (SA).

Rutilus lemmingii (Steindachner, 1866)

La pardilla se ha encontrado exclusivamente en el río Huebra, cuyas aguas tienen un carácter marcadamente temporal.

Río Huebra: Tamames (SA); Cerralbo (SA).

Rutilus rubilio arcasii (Steindachner, 1892)

La bermejuela se encuentra repartida por toda la cuenca salvo en el cuadrante SW, donde viven el calandino y la pardilla, en altitudes comprendidas entre 640 y 1.300 m. de altitud (fig. 1).

Río Duero: Duruelo de la Sierra (SO); Hinojosa de la Sierra (SO); Garray (SO); Tardajos (SO); Castronuño (VA); Peleagonzalo (ZA). Río Ucero: Burgo de Osma (SO). Río Pisuerga: Polentinos (PA); Alar del Rey (PA); Soto de Cerrato (PA); Cabezón (VA). Río Arlanza: Quintanar de la Sierra (BU); Torrepadre (BU); Quintana del Puente (PA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Carrión: Triollo (PA); Pino del Río (PA); Villoldo (PA); Villamuriel de Cerrato (PA). Río Valderaduey: Benegiles (ZA). Río Esla: Riaño (LE); Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Ardón (LE); Santa Colomba de las Carabias (ZA). Río Cea: Almanza (LE). Río Porma: Puebla de Lillo (LE). Río Orbigo: Rabanal de Luna (LE); Carrizo de la Ribera (LE); Requejo de la Vega (LE). Río Duratón: Duruelo (SG); Laguna de Contreras (SG). Río Cega: Rebollo (SG); La Pedraja del Portillo (VA). Río Eresma: Bernardos (SG); Hornillos (VA). Río Adaja: Pradosegar (AV); Blascosancho (AV); Valdestillas (VA). Río Trabancos: Salvadiós (AV); Sieteiglesial (VA). Río Tormes: Ejeme (SA).

Tinca tinca (Linnaeus, 1758)

Río Orbigo: Requejo de la Vega (LE). Río Huebra: Tamames (SA).

FAMILIA COBITIDAE

Cobitis calderoni (Bacescu, 1961)

La colmilleja se ha encontrado en los tramos altos y medio altos (700 a 1.200 m. de altitud) estando ausente en el cuadrante SW de la cuenca.

Río Duero: Garray (SO). Río Ucero: Burgo de Osma (SO). Río Pisuerga: Cabezón (VA). Río Arlanzón: San Millán de Juarros (BU). Río Arlanza: Quintanar de la Sierra (BU); Torrepadre (BU). Río Carrión: Pino del Río (PA); Villoldo (PA). Río Esla: Riaño (LE); Gradefes (LE); Mansilla de las Mulas (LE); Ardón (LE). Río Porma: Vegas del Condado (LE). Río Bernesga: La Vid (LE). Río Orbigo: Rabanal de Luna (LE); Carrizo de la Ribera (LE); Requejo de la Vega (LE); Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Mozar (ZA). Río Duratón: Duruelo (SG); Laguna de Contreras (SG). Río Cega: Rebollo (SG).

FAMILIA POECILIIDAE

Gambusia affinis (Baird & Girard, 1853)

La gambusia se ha capturado en las localidades donde el pH de las aguas tenía los valores máximos de la cuenca (8,5 a 10,5).

Río Duero: Carrascal (ZA). Río Tormes: Ledesma (SA). Río Huebra: Cerralbo (SA).

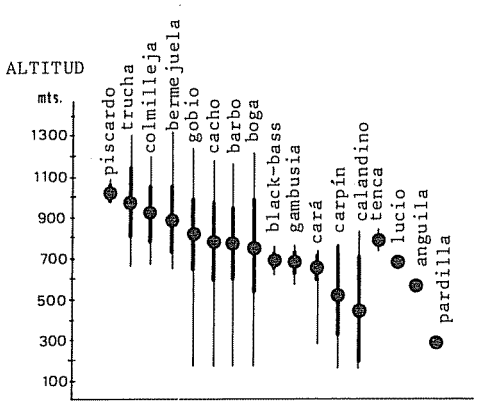


Fig. 1. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de altitud, para cada especie.

FAMILIA CENTRARCHIDAE

Micropterus salmoides (Lacepede, 1802)

Río Esla: Bretó (ZA). Río Orbigo: Santa Cristina de la Polvorosa (ZA). Río Tera: Mozar (ZA).

CARACTERISTICAS MESOLOGICAS

Una vez expuesta la distribución de las especies piscícolas en el verano de 1981, en la cuenca del Duero, vamos a estudiar los intervalos en que oscilan (en esas condiciones estivales) los principales parámetros físico-químicos de las aguas, en las localidades consideradas.

Las circunstancias de la sequía produjeron un marcado descenso de los caudales e incluso su desaparición en largos tramos especialmente en los ríos Esgueva, Valderaduey, Cea, Cega, Duratón, Eresma, Adaja, Trabancos y Huebra. Es necesario señalar la modificación que suponen sobre estas condiciones naturales los numerosos embalses que se han construido en la cuenca del Duero, en especial los destinados a riegos, que en la época estival abren sus compuertas originando caudales considerables en los tramos de aguas abajo, que pueden igualar e incluso superar los caudales de invierno y primavera. Este fenómeno sucede principalmente en los ríos Duero, Pisuerga, Carrión, Porma, Orbigo, Tera, Riaza, Duratón y Tormes. Por otra parte estas aguas que salen en verano de los grandes embalses, donde han sufrido una eutrofización a veces considerable, reciben las filtraciones de las aguas procedentes de riegos de cultivos, cargadas de nutrientes, y de los vertidos industriales y urbanos. Por ello se produce un exuberante crecimiento de macrófitos, algas bentónicas y fitoplancton, cuya fotosíntesis y respiración provocan unas fuertes oscilaciones diarias de diversos parámetros físico-químicos, en especial el pH y el oxígeno disuelto (HAWKES, 1973). En nuestro caso las oscilaciones de pH son especialmente intensas en el río Tormes, aguas abajo de Salamanca-ciudad. Las fuertes variaciones diarias de oxígeno disuelto han sido detectadas en los tramos medio y bajo de los ríos Duero y Pisuerga.

Los valores medios de la temperatura, encontrados para las distintas especies, (fig. 2) varían entre 16° C para la trucha y 23° C para la carpa. Más del 60% de las estaciones donde se han encontrado la trucha y la colmilleja están por debajo de 18° C, aunque se encontraron a temperaturas de 25° C en el Tormes, que es el valor límite para la supervivencia de la trucha (ALABASTER & LLOYD, 1980). En el río Tormes se han capturado carpas y carpines en aguas con temperaturas de 27° C.

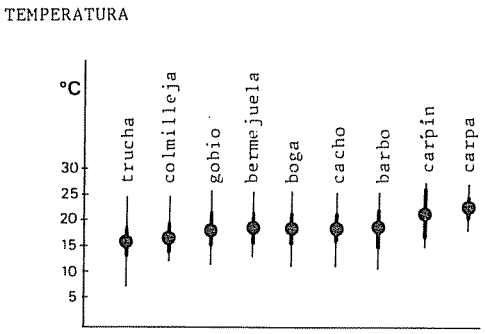


Fig. 2. Diagrama de los valores medios, máximos e intervalo de la temperatura, para cada especie.

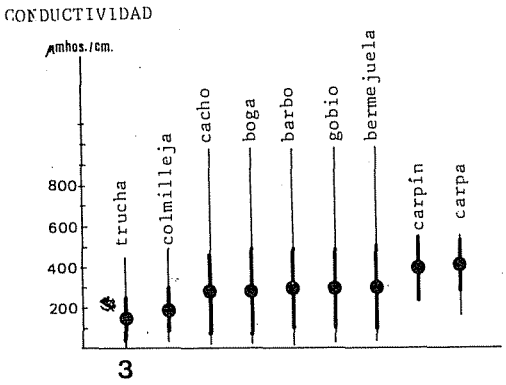


Fig. 3. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de la conductividad, para cada especie.

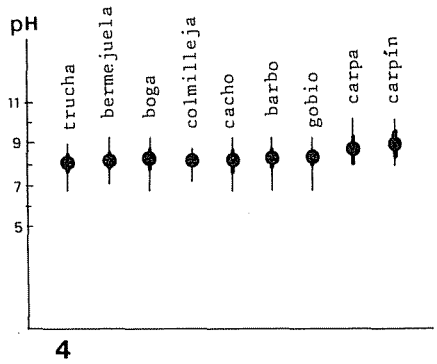


Fig. 4. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo del pH, para cada especie.

En el Duero los valores medios de la conductividad de las aguas donde se encontraban cada una de las especies (fig. 3) oscilan entre 150 µmhos/cm. para la trucha y 400 µmhos/ cm. para la carpa, límites aceptables para todos los peces. (BREMOND & VUICHAR, 1973). Las poblaciones de trucha y colmilleja no se encuentran con valores superiores a 500 µmhos/cm. El resto de las especies tiene un intervalo muy amplio, con valores de conductividades de más de 1.000 µmhos/cm. en los ríos Arlanza y Adaja, donde viven la boga, cacho, barbo, gobio y bermejuela. La carpa y el carpín viven en aguas con unos intervalos más cortos de variación de la conductividad (entre 150 y 550 µmhos/cm); ello puede deberse a que sólo se han realizado capturas de estas especies en seis y ocho localidades, respectivamente.

Los valores de pH medidos en la cuenca del Duero son fundamentalmente básicos, comprendidos entre 6,5 y 11 (fig. 4). Los intervalos de este parámetro para cada especie son muy semejantes entre sí, con un valor medio próximo a 8. La colmilleja presenta un intervalo más reducido que las restantes especies. Los tramos bajos de los ríos de la cuenca del Duero están en general eutrofizados, creciendo en ellos de forma abundante una vegetación acuática que produce durante el día un aumento del pH de las aguas. Los valores máximos de este factor se han registrado en los tramos bajos de los ríos de aguas blandas (Tormes, Huebra y Agueda) al estar poco tamponadas. Estos máximos de pH (entre 9,5 y 10,5) se aproximan a los valores letales para cualquier especie piscícola (ALABASTER & LLOYD, 1980). Las especies más características de estas aguas básicas son la carpa, el carpín, la tenca, la gambusia y la pardilla.

El oxígeno disuelto en las aguas es un parámetro muy utilizado en los estudios de zonación piscícola y de contaminación. Conviene resaltar, no obstante, ciertas cuestiones que en general no se tienen en cuenta al considerar este parámetro y que aquí significamos (fig. 5).

La colmilleja y la trucha son las especies más exigentes en oxígeno disuelto ya que los valores de las estaciones en que aparecen se encuentran por encima de 7 mg/1. Ello no implica que vivan en las aguas más oxigenadas; el valor máximo de oxígeno disuelto en las mismas (13 mg/1) no corresponde al máximo de la cuenca (17 mg/1). Tampoco el valor medio de este factor en las aguas donde aparecen estas especies es superior al de las estaciones en que aparecen las restantes especies.

Por el contrario, las especies más tolerantes a condiciones anóxicas (la carpa y el carpín) son las que se encuentran en las es-

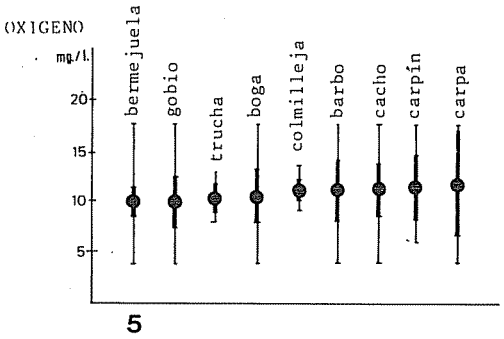


Fig. 5. Diagrama de los valores medios, máximos e intervalo del oxígeno disuelto, para cada especie.

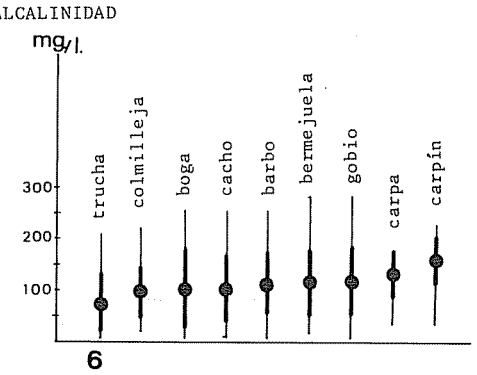


Fig. 6. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de la alalinidad, para cada especie.

taciones con unos valores medios de oxígeno más altos, cuyos máximos corresponden a los máximos absolutos de la cuenca (17 mg/1).

La fluctuación diaria del oxígeno disuelto en los ecosistemas fluviales eutrofizados ya ha sido estudiada (HAWKES & DAVIES, 1971) y nosotros la hemos comprobado en la cuenca del Duero. Esta fluctuación es consecuencia de las variaciones de la temperatura y de la actividad fotosintética que actúan de forma antagónica. En verano y en los tramos bajos eutrofizados puede llegar a predominar el efecto de esta última sobre el de la primera y, como consecuencia, existir condiciones de sobresaturación, con un máximo marcado al final del día y un mínimo al amanecer.

Los valores medios de alcalinidad (fig. 6) varían entre 70 y 160 mg/1 CO_3Ca, correspondientes a una alcalinidad poco acusada o media (NISBET & VERNEAUX, 1970). La trucha se mueve en aguas muy poco alcalinas, menos de 10 mg/1 en el río Riaza, y también en aguas de 210 mg/1 en el mismo río. La carpa vive en aguas con valores de alcalinidad

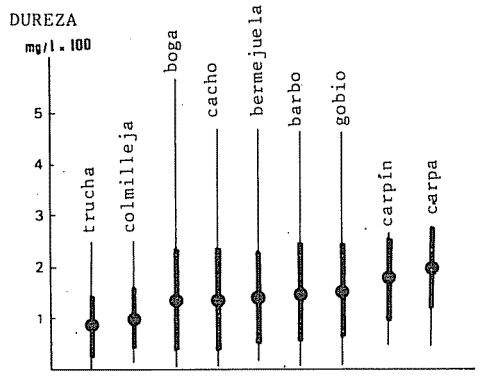


Fig. 7. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de la dureza, para cada especie.

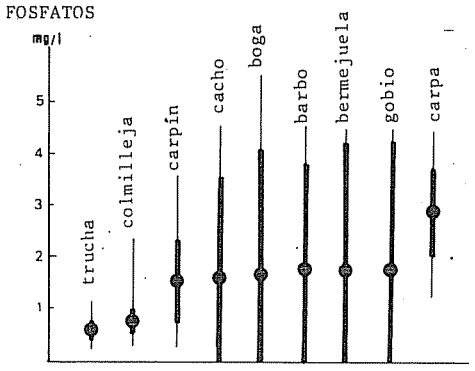


Fig. 8. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de la concentración de fosfatos en las aguas, para cada especie.

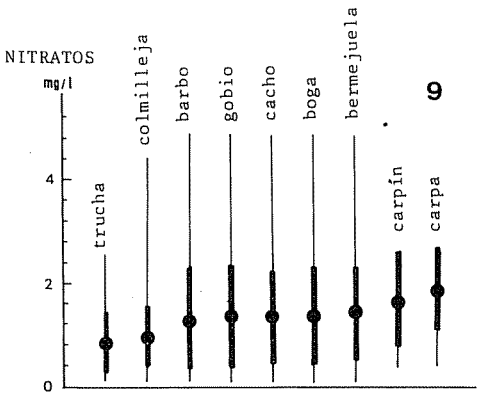


Fig. 9. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de las concentraciones de nitratos en las aguas, para cada especie.

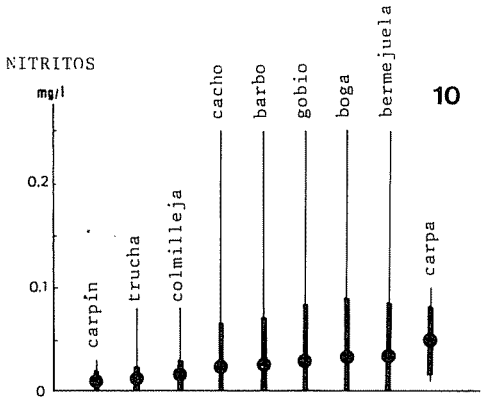


Fig. 10. Diagrama de los valores medios, máximos y mínimos e intervalo de la concentración de nitritos en las aguas, para cada especie.

de 40 mg/1 en el Tormes y 180 mg/1 en el Duero. El máximo absoluto se encuentra en aguas del Trabancos y Adaja (275 mg/1) donde viven la bermejuela y el gobio. La dureza de las aguas presenta, para cada especie, valores medios que oscilan entre 85 y 200 mg/1 CO_3Ca con variaciones iguales a las de la alcalinidad como era de esperar.

Todos los valores encontrados de fosfatos están por encima de 0,1 mg/1. Si atendemos al valor límite indicador de aguas eutrofizadas, tanto al establecido por PRAT *et al.* (1981) de 0,1 mg/1 ó bien al de NISBET & VERNEAUX (1970) de 0,15 mg/1, podemos afirmar que prácticamente todas las aguas analizadas en la cuenca están eutrofizadas e incluso fuertemente eutrofizadas. La trucha y la colmilleja se presentan en aguas con intervalos menores de fosfatos, (entre 0,1 y 1,2 mg/1 para la trucha). El resto de las especies presenta una amplia variación de espectro en la cuenca siendo la carpa la que se presenta en aguas con un valor medio máximo de 3 mg/1 típico de aguas contaminadas. (fig. 8).

La media de los valores de nitratos en las aguas (fig. 9) varía entre 0,8 mg/1 para la trucha y 2 mg/1 para la carpa. Los valores medios de nitritos en las aguas, (fig. 10) para cada especie, están comprendidos entre 0,013 mg/1 para la trucha y 0,04 mg/1 para la carpa. Los valores máximos (0,1 a 0,25 mg/1) del intervalo de fluctuación de algunas especies (cacho, gobio, boga, bermeja y carpa) son considerados como de dudoso efecto para la fauna piscícola (TUFFERY, 1979). Hay que tener en cuenta que algunos de los valores bajos de nitritos en aguas eutróficas, caso de las aguas en que vive el carpín, se pueden explicar considerando que estos compuestos nitrogenados han pasado a formas amoniacales que no hemos estudiado.

CONCLUSIONES

En el muestreo estival realizado en la Cuenca del Duero hemos encontrado un total de 17 especies, de las cuales la trucha, el gobio, la bermejuela, la boga, el barbo y el cacho están distribuidas geográficamente por toda la Cuenca. La pardilla, el calandino y la anguila se encuentran restringidas al cuadrante SW de la Cuenca, las dos primeras por causas naturales son especies (vicarias de la bermejuela) y la última debido a la existencia de numerosas presas en el tramo bajo del

Duero que impide su entrada más al interior. La colmilleja se ha encontrado en el área disjunta de las especies anteriores, N y SE de la cuenca. El piscardo se restringe al NE, aunque se considera en expansión (LOZANO REY, 1952).

Respecto a su distribución altitudinal en época estival, las especies piscícolas se pueden agrupar en un conjunto que habita los tramos predominantemente altos (con más de 800 m. de altitud), formado por el piscardo, la trucha, la colmilleja y la bermejuela; y en otro que se encuentra en los tramos bajos, constituido por la carpa, la gambusia, el "blackbass" y el carpín.

Desde un punto de vista mesológico podemos separar, por un lado, la trucha y la colmilleja (representantes del Rhithron) y, por otro, la carpa y el carpín (representantes del Potamon), que presentan intervalos de variación de los parámetros analizados muy pequeños, aunque con valores medios distintos, de las restantes especies de la cuenca, mucho más eurioicas que aquéllas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a I. Doadrio, B. Elvira, A. Palomares y J. Pajares su colaboración y ayuda prestada en los muestreos piscícolas.

BIBLIOGRAFIA

ALABASTER, J.S. & LLOYD, R. 1980. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish.* Butterwaths, London.

ALMAÇA, C. 1976. Zoogeografía e especiaçao dos Ciprinideos da Peninsula Iberica. *Soc. Port. Cienc. Nat.* Vol. 4: 1-28.

ANONIMUS, 1952. *Las colecciones de peces de la Sección de Biología de Aguas Continentales.* IFIE, Madrid.

BANARESCU, P.; BLANC, C.; CAUDET, J.L. & HUREAU, J.C. 1971. *European Inland Water Fish. A multilingual Catalogue.* Fishing News (Books) Ltd. London.

BREMOND, R. & VUICHARD, R. 1973. *Parameters de la qualité des eaux.* S.P.E.P.E. Doc. Franc., París.

DOADRIO, I. & ELVIRA, B. En prensa. Distribución geográfica de *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866) y *Rutilus lemmingii* (Steindachner, 1866) (Pisces, Cyprinidae) en la península ibérica. *Bol. Soc. Esp. Ecol. Biogeogr.*

ELVIRA, B.; DOADRIO, I.; PALACIO, F.; VIGAL, C.R. & LOBON, J. En prensa. Distribución geográfica de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 y *Chondrostoma toxostoma* (Vallot, 1837) (Pisces, Cyprinidae) en la península ibérica. *Bol. Soc. Esp. Ecol. Biogeogr.*

HAWKES, H.A. 1973. Eutrophication of rivers. Effects, causes and control. In: *Treatment of Industrial Effluents.* (A.G. CALLELY, C.F. FORSTER & D.A. STAFFORD eds.): págs. 159-189. Hodder and Stoughton. London.

HAWKES, H.A. & DAVIES, L.J. 1971. Some effects of organic enrichment on benthic invertebrate communities in stream riffles. In: *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation* (E. DUFFEY and A.S. WATT eds.): págs. 271-293. Blackwell. Oxford.

ILLIES, J. 1978. *Limnofauna Europaea.* Fisher. Verlag, Stuttgart.

LOZANO CABO, F. 1964. *Los peces de las aguas continentales españolas.* S.N.P.F.C. Madrid.

LOZANO REY, L. 1952. *Los peces fluviales de España.* Ministerio de Agricultura. Madrid.

MAITLAND, P.S. 1980. *Guía de los peces de agua dulce de Europa.* Omega. Barcelona.

MUUS, B.J. & DAHLSTROM, P. 1970. *Los peces de agua dulce de España y de Europa.* Omega. Barcelona.

NISBET, M. & VERNEAUX, J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chimiques. *Annls. Limnol.* 6 (2): 161-190.

PRAT, N.; BAUTISTA, M.I.; GONZALEZ, G. & PUIG, M.A. 1980. Eutrofització dels rius d'Andorra. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45: 107-114.

TUFFERY, G. 1979. Incidencias ecológicas de la polución de las aguas corrientes. Reveladores biológicos de la polución. In: *La contaminación de las aguas continentales* (P. PESSON, ed.): 215-253. Mundi Prensa. Madrid.

VELAZ DE MEDRANO, L. 1947. *Dos notas sobre Ictiología Fluvial española. Localidades de B. barbus bocagei Steind. y B. comiza Steind.* IFIE Nº 36. Madrid.

Algunos datos biológicos sobre la trucha común en León

Josefa Domínguez Carrillo y Francisco J. Purroy Iraizoz

Departamento de Zoología. Facultad de Biología Universidad de León

SUMMARY

SOME BIOLOGICAL DATA ABOUT THE BROWN TROUT IN LEON (SPAIN)

At the first stage in the work that we are carrying out on feeding of *Salmo trutta fario* L., we present data obtained from the study of fifty-four stomachs removed from specimens caught in the river network of León (NW Spain) during the months of March, April, May and June of 1979 and February 1981. The research period was characterized by three trout mortalities due to different antropogenic causes. It is outstanding that the only empty stomachs collected were those of the fish affected by the mortality of 1981.

From the results obtained, we deduced that the trout populations studied were mainly bottom feeders. The importance of the different groups of preys changes depending on whether or not we take into account the number of preys items or the percentage of the total volume of these items.

Some comments on the varying degree of the fishing success over the last eighteen years are also added, including a drastic decline of the daily catch and of the average fish weight.

INTRODUCCION

En esta comunicación queremos dar a conocer un primer avance del trabajo que estamos realizando sobre alimentación de trucha común, *(Salmo trutta fario* L.). Presentamos los resultados obtenidos del estudio de cincuenta y cuatro estómagos, recogidos de ejemplares capturados en la red fluvial de León durante los meses de marzo, abril, mayo y junio de 1979 y febrero de 1981.

Estos datos biológicos se completan con noticias sobre tres mortandades de truchas debidas a diferentes causas, y se añaden comentarios sobre la variación del rendimiento pesquero en los últimos años.

ESTUDIOS DE LA ALIMENTACION

MATERIAL Y METODOS

Se han estudiado 54 estómagos de truchas 34 de los cuales eran ejemplares capturados desde marzo a junio de 1979 con cebo natural en los ríos Esla (Quintanilla de Rueda),

Curueño (Nocedo y La Vecilla), Porma (Villafruela del Condado y Vegamián) y Torrestío-Luna (San Emiliano), otros 20 estómagos fueron extraídos de ejemplares del río Porma durante febrero de 1981 (Candanedo, Lugán, Villafruela del Condado y Palazuelo de Boñar). Todos estos ejemplares estaban muertos o enfermos.

Para el análisis de los contenidos estomacales hemos empleado un método que utiliza simultáneamente el número, frecuencia y volumen de las diferentes presas ingeridas. Para ello, y basándonos en las revisiones metodológicas de HYNES (1950), SORBE (1972) y HERNANDO CASAL (1978) hemos combinado los métodos numéricos y volumétricos expresando los resultados como presencias totales, frecuencias relativas y el porcentaje en volumen de las presas. Para las frecuencias estableceremos tres grupos de acuerdo con SORBE (1972):

Presas accidentales (presentes en menos de un 10% de los casos), presas secundarias (entre un 10 y un 50%) y presas preferenciales (más de 50% de los estómagos).

RESULTADOS

La tabla I muestra los diferentes grupos de presas de acuerdo con las clases de frecuencia definidas en la dieta de los ejemplares examinados. Aunque las presas preferenciales son parte indudablemente fundamental en la alimentación de la trucha creemos que los otros dos grupos, presas secundarias y accidentales pueden verse modificados al ampliar el número de muestras.

Todos los ejemplares de Efemerópteros, Plecópteros, Tricópteros y Dípteros que hemos encontrado pertenecen a estados larvarios y son de habitat bentónico. Según estos resultados se deduce que las truchas estudiadas se alimentan fundamentalmente de fauna de fondo, resultados que concuerdan con los obtenidos por FROST & BROWN (1971) y ALVAREZ PELLITERO (1979). Esta última autora señala que no se observan variaciones en la composición de la alimentación en los distintos tramos estudiados.

En el orden de importancia de las presas en la dieta, según su frecuencia de aparición, se observa en la tabla II. Si consideramos el porcentaje volumétrico, (ver tabla II) mayor importancia tendrían los Tricópteros, seguidos de Dípteros, Plecópteros, Efemerópteros, Himenópteros, Coleópteros Megalópteros y Miriápodos, Moluscos, Arácnidos, Hemípteros y Nemátodos.

Por último, y por su presencia numérica, la ordenación sería: Dípteros, Tricópteros, Plecópteros, Efemerópteros, Himenópteros, Coleópteros, Moluscos, Megalópteros, Hemípteros, Arácnidos, Miriápodos y Nemátodos. (tabla II y Apéndice).

DISCUSION

Las diferencias que encontramos con el trabajo de ALVAREZ PELLITERO (1979) no son muy acusadas, ya que en aquél, Tricópteros, Dípteros, Efemerópteros y Plecópteros eran por este orden los componentes fundamentales de la dieta. Creemos que las diferencias se deben a que la citada autora utiliza para el conocimiento de la dieta todo el contenido gastroentérico, lo que produce como consecuencia una desviación tanto en número como en volumen a favor de las presas de digestibilidad menor. La citada autora pretendía obtener el máximo espectro de presas potenciales, con el fin de disponer de datos para el estudio de los ciclos de los parásitos intestinales de la trucha, más que el conocimiento de las distintas proporciones de presas.

Por lo que se refiere al segundo grupo de estómagos, recogidos en el río Porma en febrero de 1981, se encontraron todos vacíos, lo que contrasta con los trabajos consultados, y apuntamos como explicación el proceso patológico que parecieron sufrir estos ejemplares (Según comunicación oral del Departamento de Patología Infecciosa de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de León).

TABLA I. Clasificación de las presas según el método de frecuencia. El número total de presas fue de 4.117.

PRESAS ACCIDENTALES		PRESAS SECUNDARIAS		PRESAS PREFERENCIALES	
Gasterópodos	(8,82%)	Himenópteros	(17,64%)	Dípteros	(97,05%)
Hemípteros	(2,94%)	Coleópteros	(14,70%)	Tricópteros	(94,11%)
Megalópteros	(2,94%)			Plecópteros	(76,47%)
Arácnidos	(2,94%)			Efemerópteros	(55,88%)
Miriápodos	(2,94%)				
Nemátodos	(2,94%)				

MORTANDADES DE TRUCHAS

El invierno 1980-81 se ha caracterizado por tres mortandades piscícolas. Una de ellas fue en el río Orbigo, desde Veguellina de Orbigo hasta La Bañeza. La causa fue un vertido de contaminantes derivados del lavado de remolacha en una azucarera de Veguellina. Se valoran oficialmente los peces envenenados en 200 Kgs. de truchas y barbos por kilómetro. En otro caso fue en el río Porma, desde el Embalse de Vegamián a Villafruela del Condado. En este caso las truchas muertas presentan infección por *Pseudomo-*

TABLA II. Resultados obtenidos en el estudio de los contenidos estomacales (N = 34).

PRESA	PRESENCIAS	FRECUENCIA	% VOLUMETRICO	% NUMERICO
MOLUSCOS				
Gasterópodos	3	8,82	0,149	0,14
INSECTOS				
Efemerópteros	19	55,88	4,97	2,57
Plecópteros	26	76,47	16,15	3,38
Tricópteros	32	94,11	32,99	14,59
Dípteros	33	97,05	18,57	78,74
Coleópteros	5	14,70	0,57	0,17
Hemípteros	1	2,94	0,04	0,02
Megalópteros	1	2,94	0,32	0,04
Himenópteros	6	17,64	0,68	0,24
ARACNIDOS	1	2,94	0,10	0,02
MIRIÁPODOS	1	2,94	0,32	0,02
NEMÁTODOS	1	2,94	0,02	0,02
Materia vegetal inidentificable	6	17,64	1,199	–
Materia animal inidentificable	26	76,47	23,84	–
Materia mineral inidentificable	1	2,94	0,02	–

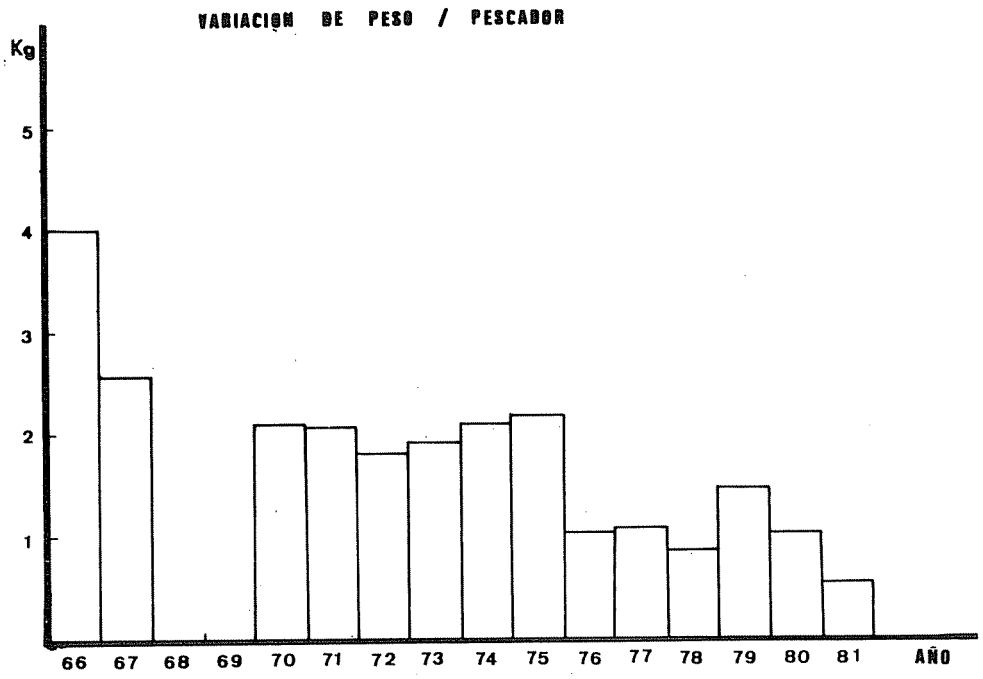


Fig. 1. Variación del peso capturado por pescador a lo largo de diferentes años.

nas y *Saprolegnia,* según diagnóstico emitido por el Departamento de Patología Infecciosa de la Facultad de Veterinaria de León. La mortandad se inicia en las inmediaciones de una piscifactoría de trucha arco iris de Palazuelo de Boñar propagándose aguas arriba y abajo, lo que coincide con un estiaje muy acusado del río. Debido precisamente a este estiaje la dilución de detergentes, lejías y vertidos fecales es inferior a la normal por lo que los agentes causantes de la enfermedad se vieron favorecidos.

En este río en las rejillas de los canales de dos centrales (Lugán, Carrizal) donde desde final de octubre de 1980 a febrero de 1981 se recogió una cantidad variable entre 6-10 Kgs. de trucha por día. En un inventario realizado en Lugán, el 13-II-81, se prospectaron 1,5 Km. de cauce observándose 14 individuos muertos, 7 enfermos, sin reflejo de huida, y sólo dos truchas sanas. Aún considerando el valor indicativo de esta prospección visual, la mortandad puede considerarse elevadísima. A partir de la confluenciá con el río Curueño, de caudal más limpio, disminuyó la cifra de ejemplares muertos varados en la orilla.

El tercer caso se produjo en el río Bernesga, de Villamanín a La Robla. La causa de la mortandad es similar a la anterior y se detectó además *Aeromonas hidrophylla.* No se han cuantificado sus consecuencias. Estas hecatombes comprobadas advierten una degradación inquietante de las aguas en la red hidrográfica leonesa.

VARIACION DEL RENDIMIENTO PESQUERO

Por último, y sobre la variación del rendi-

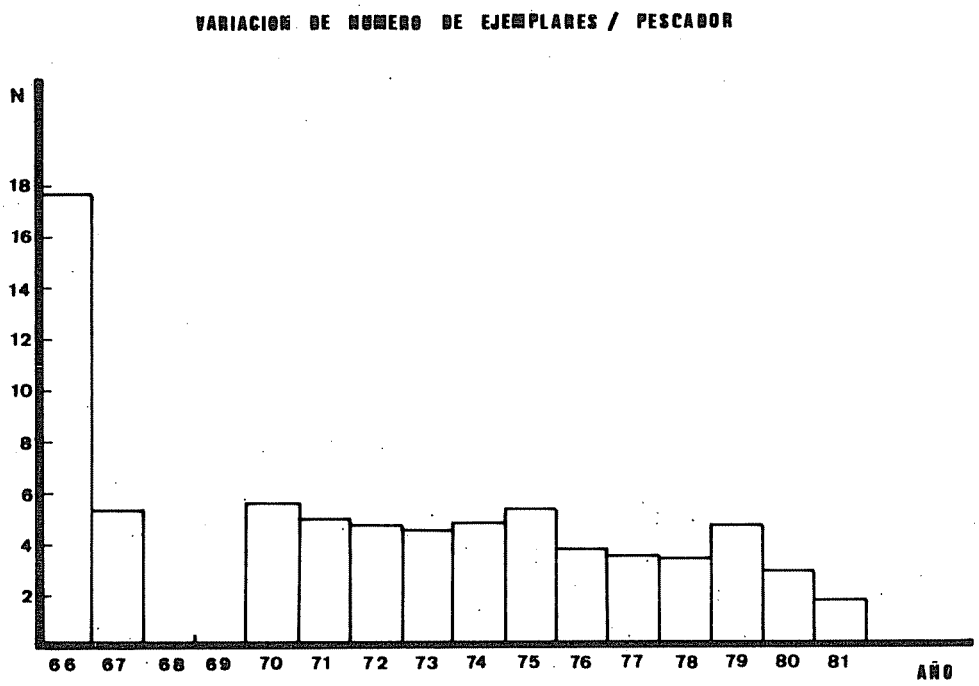


Fig. 2. Número de ejemplares capturados por pescador a lo largo de diferentes años.

miento pesquero, presentamos las gráficas de variación de peso por pescador y variación del número de ejemplares por pescador (figs. 1 y 2).

Para la realización de estas gráficas hemos trabajado con datos de captura de la "Semana Internacional de la Trucha", que celebró este año su XVI edición. Para conseguir estos datos consultamos las hemerotecas de los periódicos locales y los archivos de la organización del concurso. Este concurso se desarrolla en cuatro días de pesca, correspondientes a tres fases selectivas y una final. Los lugares de pesca son los mejores cotos de la provincia.

De la observación de los histogramas podemos concluir que tanto el número de truchas como el peso por pescador desciende a lo largo del tiempo en que se viene desarrollando el concurso (figs. 1 y 2). Las diferencias no son muy abruptas si se comparan dos años consecutivos, pero comparando el primero, el octavo y el decimosexto estas diferencias se acentúan. En resumen, el cotejo del número de capturas y peso de las mismas sugiere una evolución interanual en continuo declive, sin ninguna duda relacionada con la disminución del capital íctico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración del Dr. Cármenes del Dpto de Patología Infecciosa de la Facultad de Veterinaria de León, así como a los organizadores de la Semana Internacional de la Trucha.

BIBLIOGRAFIA

ALVAREZ PELLITERO, M.P. 1979. *Helmintosis de la trucha en León.* Institución "Fray Bernardino de Sahagún" de la Excma. Diputación Provincial. (C.S.I.C.) León.

FROST, W.E. & BROWN, M.E. 1971. *La trucha.* Ed. Academia. León.

HERNANDO CASAL, J.A. 1978. *Estructura de la Comunidad de Peces de la Marisma del Guadalquivir.* Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water stiklebacks *(Gasterosteus aculeatus* y *Pygosteus pungitius),* with a reviev of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol.*, 19: 36:58.

SORBE, J.C. 1972. *Ecologie et éthologie alimentaire de l'ichthyo-faune chalutable du plateau continental sud Gascogne.* Thèse de 3ème. cycle. Univ. Aix-Marseille. 125 pàgs.

APENDICE.

Relación de presas encontradas en los contenidos estomacales.

	PRESENCIA	FRECUENCIA	VOLUMEN cc.	%	% EJEMPLARES	%
GASTROPODA						
Ancylidae	3	8,82	0,07	0,149	6	0,145
COLEOPTERA						
Dytiscidae						
Agabus sp.	1	2,94	0,13	0,278	1	0,024
Elateridae						
Elater sp.	1	2,94	0,05	0,107	1	0,024
Elmidae	1	2,94	0,02	0,042	2	0,048
Elmis sp.	1	2,94	0,03	0,064	1	0,024
Staphilinidae	1	2,94	0,01	0,021	1	0,024
Larva sin determinar	1	2,94	0,03	0,064	1	0,024
DIPTERA						
Blepharoceridae	1	2,94	0,01	0,021	1	0,024
Chironomidae	32	94,11	8,23	17,634	3203	77,89
Dolichopodidae	1	2,94	0,05	0,107	1	0,024
Simulidae	15	44,11	0,35	0,749	30	0,729
Tabanidae	2	5,88	0,03	0,064	3	0,072
EPHEMEROPTERA						
Baëtidae	2	5,88	0,04	0,085	2	0,048
Baëtis sp.	9	26,47	0,67	1,435	40	0,972
Ecdyonuridae						
Ecdyonurus sp.	4	11,76	0,63	1,349	16	0,389
Rhithrogena sp.	11	32,35	0,98	2,099	48	1,167
HETEROPTERA						
Notonectidae						
Notonecta sp.	1	2,94	0,02	0,042	1	0,024

	PRESEN-CIA	FRECUEN-CIA	VOLUMEN cc.	%	% EJEMPLARES	%
Perlodidae						
Isoperla sp.	9	26,47	0,89	1,907	72	1,750
TRICHOPTERA						
Brachycentridae						
Micrasema sp.	24	70,58	3,44	7,370	317	7,709
Goeridae						
Larcasia sp.	1	2,94	0,05	0,107	1	0,024
Hydropsychidae						
Hydropsyche sp.	7	20,58	0,92	1,971	18	0,437
Limnophilidae	5	14,70	2,0	4,285	21	0,510
Limnephilus sp.	1	2,94	0,03	0,064	2	0,048
Allogamus sp.	1	2,94	1,8	3,856	10	0,243
Potamophylax sp.	2	5,88	1,0	2,142	2	0,048
Anomalopterygella sp.	20	58,82	3,2	6,856	189	4,596
Psychomyiidae						
Psychomyia sp.	3	8,82	0,07	0,149	6	0,145
Rhyacophilidae						
Rhyacophila sp.	15	44,11	1,08	2,314	22	0,535
Sericostomatidae	4	11,76	1,36	2,914	12	0,291
ARANEAE						
Drassidae	1	2,94	0,05	0,107	1	0,024
SCOLOPENDROMORPHA						
Scolopendridae						
Scolopendra sp.	1	2,94	0,15	0,321	1	0,024
NEMATODA						
Sin identificar	1	2,94	0,01	0,021	1	0,024
HIMENOPTERA						
Formicidae	5	14,70	0,20	0,428	7	0,170
Ichneumonidae	1	2,94	0,10	0,214	2	0,048
Megachilidae	1	2,94	0,02	0,042	1	0,024
MEGALOPTERA						
Sialidae						
Sialis sp.	1	2,94	0,15	0,321	2	0,048
PLECOPTERA						
Capniidae						
Capnia sp.	1	2,94	0,01	0,021	1	0,024
Chloroperlidae						
Siphonoperla sp.	2	5,88	0,1	0,214	2	0,048
Leuctridae						
Leuctra sp.	4	11,76	0,18	0,385	14	0,340
Nemouridae	2	5,88	0,16	0,342	16	0,389
Amphinemura sp.	5	14,70	0,09	0,192	8	0,194
Protonemura sp.	2	5,88	0,04	0,085	2	0,048
Perlidae						
Dinocras sp.	13	38,23	6,07	13,006	29	0,705

Edad y crecimiento de *Chondrostoma toxostoma* Vallot, 1837 en el curso inferior del río Ebro (Tarragona - España)

Adolfo de Sostoa y Francisco J. de Sostoa

Departamento de Zoología (Vertebrados). Facultad de Biología.
Universidad de Barcelona. Barcelona-28.

SUMMARY

AGE AND GROWTH OF *Chondrostoma toxostoma* VALLOT, 1837 IN THE LOWER COURSE OF THE EBRO RIVER. (TARRAGONA, NE SPAIN).

They have been studied 184 exemplares of *Chondrostoma toxostoma*, captured by several methods in the last 50 km of the lower strech of Ebro river (Tarragona, NE Spain) during 1980 and 1981. So as to determine the age, the fish scales were utilized. The growth models utilized were those of VON BERTALANFFY (1938); the asymthote calculation was made by the graphic method (FORD 1933; WALFORD 1946); ant the growth rate and "t_0" were determined from values of age and length (DICKIE 1978). Equations of ponderal and lineal growth are given, as well as the length-weigth relations, for both sexes.

INTRODUCCION

En el transcurso de los últimos años se han publicado numerosos trabajos sobre biología de Cyprinidae europeos y más concretamente sobre el género *Chondrostoma*, en Europa septentrional se han publicado diversos trabajos como los de PRAWOCHENSKI (1963), HOCHMAN & JIRASEK (1969), KLIMCZYK-JANIKOWSKA (1973), VELEDAR & KOSORIC (1974), LOSOS *et al.* (1980). En Europa meridional el número de publicaciones es muy escaso (LUDINI & NARDI, 1979; LOBON-CERVIA & ELVIRA, en prensa). De aquí la motivación que nos indujo a estudiar la población de *Chondrostoma toxostoma* que habita en el tramo final del río Ebro y en los canales principales de riego (canal de la derecha y canal de la izquierda) paralelos a ambos lados del cauce. El área de colonización de esta especie en el río está limitada por la salinización de las aguas en los últimos kilómetros la cual aumenta durante los meses de máximo estiaje.

MATERIAL Y METODOS

Durante los años 1980-1981, se han capturado en el tramo final del río Ebro un total de 184 ejemplares de *Chondrostoma toxostoma* de los cuales 120 eran hembras y

64 machos. La captura se ha realizado mediante diversos artes de pesca tradicional (salabres de mano, trasmallos, etc.), así como utilizando la pesca eléctrica, con corriente continua rectificada de 100 a 250 V y alimentada por un generador eléctrico de 1 kW.

A los ejemplares, tras su captura, se les medía la longitud standard (Lst) en milímetros y el peso del individuo sin eviscerar, éste con una precisión de 0,01 gr. El sexo de los individuos fue determinado por disección de manera directa cuando se hallan en actividad sexual y mediante técnicas histológicas en la época de reposo sexual. Asimismo, se procedió a la extracción de los huesos operculares y de las escamas.

CALCULO DE LA EDAD

Para la determinación de la edad de los individuos se ha utilizado la lectura de escamas, las cuales se extraían del flanco izquierdo en la zona mediosuperior por encima de la línea lateral y delante de la aleta dorsal. Posteriormente se procedía a limpiarlas en una solución de KOH del 2 al 5% durante 12 horas. Cuatro escamas de cada ejemplar se disponían entre porta y cubreobjetos, y se leían directamente con la ayuda de un proyector de microfilms, provisto de lentes de 10 y 30 aumentos.

Las clases de edad se definen según el número de anillos verdaderos ("annuli") encontrados en las escamas. La aparición de los anillos en las escamas tiene lugar en los meses de mayo y junio. Los individuos que no presentan ningún anillo pertenecen a la clase de edad "0", es decir no han cumplido el primer período invernal. Pertenecen a la clase "I" los que presentan un anillo, equivalente como mínimo a un año de vida; cabe señalar que en el caso de especies de reproducción estival, como la que se contempla, el primer anillo verdadero se forma aproximadamente a los 16 meses de vida. Las demás clases de edad corresponden a la aparición sucesiva de anillos.

ECUACIONES DE CRECIMIENTO

En el presente trabajo se han utilizado los modelos de crecimiento de VON BERTALANFFY (1938), cuyas ecuaciones para el crecimiento son:

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-to)}]$$

(crecimiento lineal)

$$W_t = W_\infty [1 - e^{-k(t-to)}]^n$$

(crecimiento ponderal)

El cálculo de la asíntota del crecimiento lineal (L_∞) se realiza mediante el método gráfico de FORD-WALFORD (1946), por regresión lineal entre las longitudes medias de cada edad (L_t), con las longitudes medias de la edad siguiente (L_{t+1}), obteniéndose la ecuación de la recta $L_{t+1} = a + b \cdot L_t$. La intersección de esta recta con la recta $L_t = L_{t-1}$, sería el punto en el que no habría crecimiento; dicho punto debe satisfacer las dos ecuaciones, es la asíntota, y se obtiene de la fórmula:

$$L_\infty = \frac{a}{1 - b}$$

Para el cálculo de la tasa de crecimiento (k) y la edad teórica en que la longitud es cero (to), se han utilizado todas las longitudes observadas y sus correspondientes edades, mediante una transformación logarítmica de la ecuación de VON BERTALANFFY (DICKIE, 1978) y por regresión lineal con el método de los mínimos cuadrados. Otros autores obtienen la tasa de crecimiento directamente de la recta de FORD-WALFORD, ya que la pendiente de dicha recta es $b = e^{-k}$, pero parece más conveniente deducirla de todos los valores reales y no a partir de las longitudes medias de cada edad.

La asíntota del peso (W_∞) se calcula a partir de la relación longitud standard-peso, siendo n el exponente de dicha relación.

Para dar una estima del ajuste de las ecuaciones de crecimiento con los valores medios

reales, utilizaremos la "desviación standard de los logaritmos", (S_{log}; KRUGER, 1973), que se obtiene de:

$$S_{log} = \pm \frac{(\log y - \log \bar{y})^2}{n - 3}$$

de donde y = valor medido, $\bar{y}$ = valor calculado, y n = número de pares. Para poder compararla el mismo autor sugiere usar la forma porcentual "S%", obtenida de la fórmula:

$$S\% = (100 \,.\, 10^{S_{log}}) - 100$$

La relación longitud standard-peso viene definida por la ecuación:

$$W = \mathbf{a} \,.\, Lst^{\mathbf{b}}$$

siendo W el peso en gramos y Lst la longitud standard en milímetros. La determinación de las constantes **a** y **b** se realiza por una regresión lineal, según el método de los mínimos cuadrados, entre los logaritmos de las longitudes standard y los pesos:

$$W = \mathbf{a} + \mathbf{b} . \ln Lst.$$

RETROCALCULO

Para retrocalcular las longitudes de las edades pretéritas se selecciona una escama, entre las montadas, y se procede a medir la longitud de los diferentes anillos, sobre el radio posterior (HOFSTEDE, 1970), a partir del centro de dicha escama. La longitud de dichos radios se mide por proyección sobre una escala transparente y graduada en milímetros de las escamas en una lectora de microfilms, con un aumento de 10x.

El retrocálculo se basa en la relación existente entre la longitud de la escama y la longitud del pez. Dicha relación no es directa, en la mayoría de los casos, y por ello se utiliza la ecuación de FRASER-LEE (1920):

$$L_t = a + \frac{R_t}{R_n} \,.\, (L_n - a)$$

siendo L_t la longitud a la edad t que queremos obtener, R_t el radio a la edad t, R_n el radio total de la escama, L_n la longitud del ejemplar que corresponde a R_n y a un factor de corrección, que se obtiene por una regresión lineal sobre la longitud de la escama como variable independiente y la longitud del ejemplar como variable dependiente:

$$L_n = c + d. \; R_n$$

siendo c la ordenada en el origen.

RESULTADOS

EDAD

Las edades máximas encontradas son la clase VII para las hembras, y la clase V para los machos. La especie estudiada, por su carácter estenohalino-limnético (DEMESTRE *et al.* 1977), está en el límite de sus posibilidades de colonización en este área; por lo que resulta muy probable que ciertas clases de edad no aparezcan o estén subrepresentadas.

CRECIMIENTO LINEAL

Los valores calculados para el crecimiento lineal representan en realidad las longitudes medias de cada clase de edad, es decir, la talla más probable que alcanzarían los individuos al aumentar el tamaño de la muestra.

En la figura 1 podemos ver las representaciones gráficas de los modelos gráficos de FORD-WALFORD (1946) utilizados en el cálculo de las asíntotas de las longitudes, cuyas ecuaciones son (fig. 1):

$$L_{t+1} = 41{,}234 + 0.803 \,.\, L_t$$

♂

$$L_\infty = \frac{41{,}238}{0{,}803} = 210.04 \text{ mm.}$$

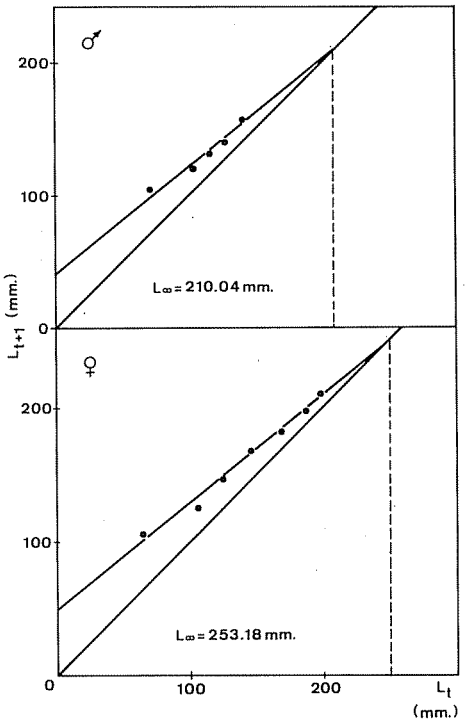


Fig. 1. Ecuaciones de FORD-WALFORD para el cálculo de las asíntotas de ambos sexos de *Chondrostoma toxostoma.*

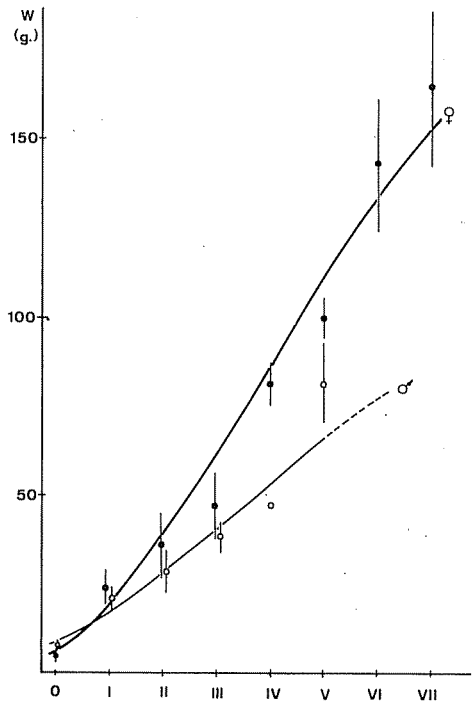


Fig. 2. Representación gráfica de los valores teóricos de longitud (modelo de VON BERTALANFFY (1938)), los valores medios reales, el intervalo de confianza del 95% e incrementos anuales en longitud de *Chondrostoma toxostoma.*

$$L_{t+1} = 47{,}248 + 0.813 \,.\, L_t$$

♀

$$L_\infty = \frac{47{,}248}{0{,}813} = 253{,}18 \text{ mm.}$$

Las tasas de crecimiento (tasa de catabolismo) k, el tiempo de talla cero t_o (que carece de significado biológico) y el coeficiente de anabolismo $E = k.\ L_\infty$ son

	t_o	k	E
machos:	−2,463	0,184	38,64
hembras:	−1,670	0,193	48,86

así pues las ecuaciones de crecimiento de VON BERTALANFFY (1938) son para nuestros ejemplares:

$$: \quad L_t = 210{,}04\,[\,1 - e^{-0{,}184\,(t\,+\,2{,}463)}]$$

$$: \quad L_t = 253{,}18\,.\,[1 - e^{-0{,}193(t\,+\,1{,}670)}]$$

En la figura 2 se observa la representación gráfica de las longitudes de cada clase de edad, así como los valores de las longitudes medias observadas y los intervalos de confianza del 95%, de los dos sexos por separado. Asimismo se representan los ingresos anuales en longitud standard (ΔLst). (Ver también tablas I y II).

Los valores de ajuste de las dos curvas, "S_{log}" y "S%" de KRUGER (1973) son:

	S_{log}	S%
machos:	0,031923	7,6276
hembras:	0,023400	5,5350

TABLA I. Valores teóricos de longitud standard (Lst), incrementos anuales en longitud (ΔLst), pesos (W) y tasas instantáneas de crecimiento (G), para los MACHOS de *Chondrostoma toxostoma.*

Edat	Lst	ΔLst	W	G
0	76,24		8,00	
I	98,85	22,61	17,06	0,756
II	117,66	18,81	28,32	0,756
III	133,29	15,63	40,74	0,363
IV	146,29	13,00	53,42	0,271
V	157,10	10,81	65,75	0,207

TABLA II. Valores teóricos de longitud standard (Lst), incrementos anuales de longitud (ΔLst), pesos (W) y tasas instantáneas de crecimiento (G), para las HEMBRAS de *Chondrostoma toxostoma.*

Edad	Lst	ΔLst	W	G
0	69,86		6,59	
I	102,08	32,22	19,93	1,105
II	128,64	25,56	39,11	0,674
III	150,52	21,88	61,85	0,458
IV	168,57	18,05	86,03	0,330
V	183,44	14,87	110,08	0,246
VI	195,69	12,25	132,93	0,188
VII	205,80	10,11	153,94	0,146

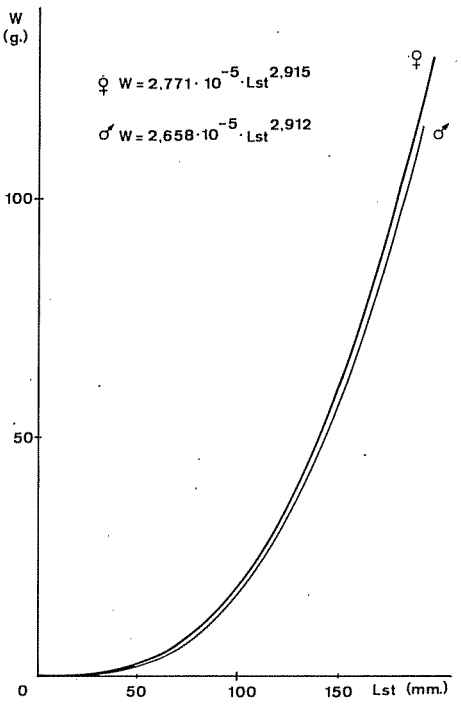


Fig. 3. Relación longitud standard-peso de ambos sexos de *Chondrostoma toxostoma* del río Ebro.

vemos que las hembras presentan un mejor ajuste que los machos, debido, seguramente a que se dispuso de una muestra mayor. Sin embargo, las desviaciones standard porcentuales "S%" de ambos sexos se encuentran en el intervalo del 90%.

RELACION LONGITUD-PESO

Las ecuaciones obtenidas, así como los coeficientes de correlación son:

♂: $\ln.W = 2{,}912 \,.\, \ln.\, Lst - 10{,}535$
$(r = 0{,}97)$
$W = 2{,}658 \,.\, 10^{-5} \,.\, Lst^{2{,}912}$

♀: $\ln.W = 2{,}915 \,.\, \ln Lst - 10{,}493$
$(r = 0{,}98)$
$W = 2{,}771 \,.\, 10^{-5} \,.\, Lst^{2{,}915}$

En la figura 3 se representan los valores de dichas relaciones.

CRECIMIENTO PONDERAL

Al igual que en el crecimiento lineal, los valores calculados corresponden a los pesos medios para cada clase de edad. Las asíntotas para el crecimiento ponderal se han calculado a partir de las relaciones longitud standard-peso para cada sexo (fig. 4), y no de un ajuste funcional a nivel poblacional, así tenemos:

♂: $W_\infty = 2{,}658 \,.\, 10^{-5} \,.\, 210{,}04^{2{,}912} = 154{,}09$ gr.

♀: $W_\infty = 2{,}771 \,.\, 10^{-5} \,.\, 253{,}18^{2{,}915} = 281{,}66$ gr.

De acuerdo con ello las ecuaciones de crecimiento ponderal son:

$$♂ : \quad W_t = \frac{154{,}09}{[1 - e^{-0{,}184(t + 2{,}463)}]^{2{,}912}}$$

$$♀ : \quad W_t = \frac{281{,}66}{[1 - e^{-0{,}193(t + 1{,}670)}]^{2{,}915}}$$

En las tablas I y II se muestran los valores teóricos de los pesos, para cada una de las clases de edad. En la figura 4, se representan gráficamente dichos valores, así como los pesos medios de cada edad con el intervalo de confianza del 95%.

Las tasas instantáneas de crecimiento, G, obtenidas de la fórmula siguiente:

$$G = \ln. W_{t+1} - \ln. W_t,$$

siendo W_t y W_{t+1} los pesos a las edades t y $t+1$ respectivamente. (fig. 5, tabla III).

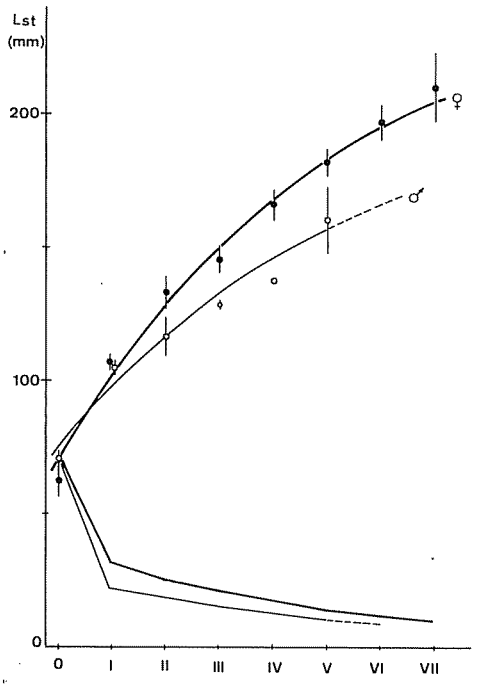


Fig. 4. Representación gráfica de los valores teóricos de peso (modelo VON BERTALANFFY (1938)), los valores medios reales y el intervalo de confianza del 95% de *Chondrostoma toxostoma*.

RETROCALCULO

Las ecuaciones de relación longitud escama y longitud ejemplar (fig. 2 y 3) son:

$$♂ : \quad L_n = 17{,}45 + 2{,}63 \,.\, R_n \quad (r = 0{,}937)$$

$$♀ : \quad L_n = 26{,}89 + 2{,}40 \,.\, R_n \quad (r = 0{,}959)$$

y las ecuaciones de retrocálculo:

$$♂ : \quad L_t = 17{,}45 + \frac{R_t}{R_n} \,.\, (L_n - 17{,}45)$$

$$♀ : \quad L_t = 26{,}89 - \frac{R_t}{R_n} \,.\, (L_n - 26{,}89)$$

En la tabla III se dan las longitudes retrocalculadas para los dos sexos por separado.

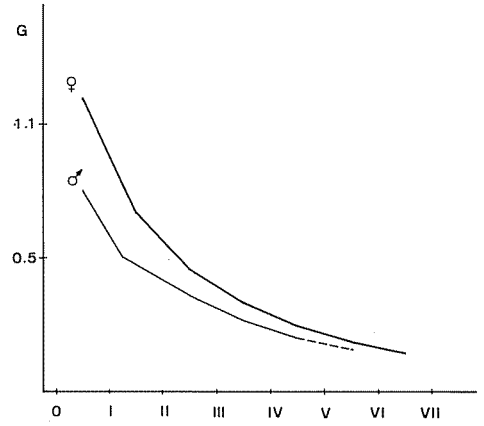


Fig. 5. Tasas instantáneas de crecimiento (G) de *Chondrostoma toxostoma*.

CONCLUSIONES

La determinación de la edad por la lectura de escamas resulta un buen método para

TABLA III. Longitudes retrocalculadas (mm) para cada edad de hembras y machos, obtenidas por medición de escamas de *Chondrostoma toxostoma*. Vallot, 1837.

Edad de captura	Nº de ejemplares	I	II	III	IV	V	VI	VII
				H E M B R A S				
I	25	100,27						
II	3	110,87	123,87					
III	6	101,86	119,87	132,20				
IV	7	98,43	117,37	131,08	141,56			
V	12	96,56	117,91	132,19	145,18	158,39		
VI	6	98,73	122,49	137,25	149,65	162,76	175,47	
VII	5	100,37	124,54	142,28	156,02	170,30	183,11	195,35
Medias		101,01	121,01	135,02	148,12	163,82	179,29	195,35
				M A C H O S				
I	18	87,48						
II	7	79,29	109,80					
III	7	78,94	104,32	121,91				
IV	1	88,61	105,69	119,92	128,46			
V	3	90,02	108,00	128,33	142,84	153,19		
Medias		84,87	106,95	123,39	135,65	153,19		

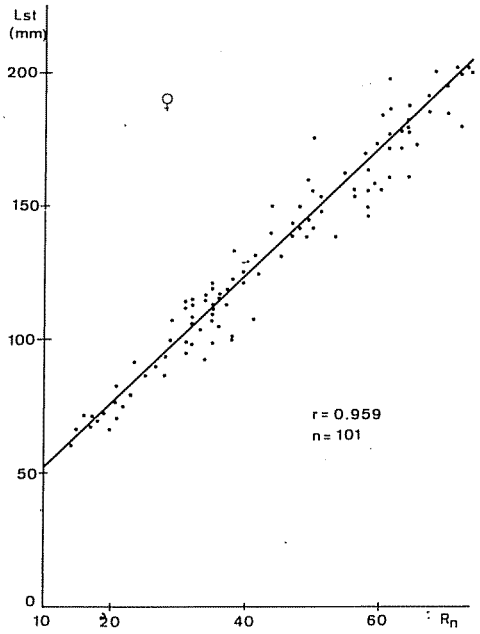


Fig. 6. Relación entre la longitud standard (Lst, en mm) y el radio posterior de la escama (Rn, en mm x 10) de los machos de *Chondrostoma toxostoma*.

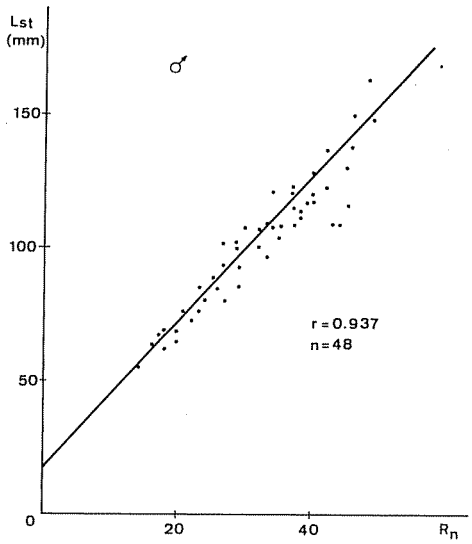


Fig. 7. Relación entre la longitud standard (Lst, en mm) y el radio posterior de la escama (Rn, en mm x 10) de las hembras de *Chondrostoma toxostoma*.

la especie *Chondrostoma toxostoma*. La formación de los anillos (*annuli*) se realizan en los meses de mayo y junio. Las clases de edad más grandes encontradas son la "VII" en hembras y la "V" en los machos. La ausencia de otras clases de edad superiores en ambos sexos, se interpreta como una consecuencia de hallarse la especie en el límite de sus posibilidades de colonización por causa de la salinidad.

Las longitudes máximas encontradas son 167 mm. para los machos y 222 mm. para las hembras con una relación longitud-peso más exponencial en las hembras que en los machos (fig. 1). Esto es común a diversas especies de Ciprínidos.

Las tendencias de las curvas de crecimiento lineal y ponderal son similares en ambos sexos, aunque el crecimiento es más rápido y continuado en el segundo caso. Las hembras experimentan un mayor crecimiento que los machos, especialmente en peso.

BIBLIOGRAFIA

BAGENAL, T.B. (ed.) 1974. *Ageing of Fish*. Unwin Bros. Ltd., Old Woking, 234 págs.

BAGENAL, T.B. & F.W. TESCH. 1978. Age and Growth. In: *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. (BAGENAL, T.B. ed.): págs. 101-130. I.B.P. Handbook 3, Blackwell. Oxford.

CHUGUNOVA, N.I. 1963. *Age and growth studies in fish*. Jerusalem, 132 págs. (Translation of CHUGUNOVA, N.I. 1959. *Rukovodstvo po izucheniya vozrasta ryb*. Moscow).

DEMESTRE, M.; ROIG, A.; SOSTOA, A. & SOSTOA, F.J. 1977. Contribució a l'estudi de l'ictiofauna continental del delta de l'Ebre. *Treb. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 8: 145-226.

DICKIE, L.M. 1978. Mathematical models of growth. In: *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. (BAGENAL, T.B. ed.): 130-136. I.B.P. Handbook 3, Blackwell. Oxford.

DUNCAN, K.W. 1980. On the back-calculation of fish lengths; modifications and extensions to the Fraser-Lee equation. *J. Fish Biol.*, 16: 725-730.

FRASER, C.M. 1916. Growth of the spring salmon. *Trans. Pacific Fish Soc., Seattle, Second Ann. Meeting*, 1915: 29-35.

FORD, E. 1933. An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924-1933. *J. mar. biol. Assoc. U. K.*, 19: 305-384.

HOCHMAN, L. & JIRASEK, J. 1969. Fish Stocking in Upper part of the Oslava Drainage Area and Growth of Main Fish Species Prior to Construction of the Dammed Lake at Mostisté. *Acta Univ. agricult. Brno.*, 17 (2): 415-423.

HOFSTEDE, A.E. 1970. Scale Reading and Back-calculation (Roach and Dace of known age). *Documtie Rapp. Afdeling Sportvisserij en Bereopsbinnenvisserij*, 11: 15 págs.

KLIMCZYK-JANIKOWSKA, M. 1973. Cyprinid (*Chondrostoma nasus* L.) from the River Raba. *Acta Hydrobiol. Krakow*, 15 (2). 197-213.

LEE, R.M. 1920. A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fishery Invest., Lond. Ser. 2*, 4: 1-32.

LOBON-CERVIA, J. & ELVIRA, B. (en prensa). On some aspects of the biology of the Iberian Nase (*Chondrostoma polylepis polylepis*, Steind., 1865) in Pinilla reservoir (River Lozoya). *I Jornadas Ictiología Ibérica*, León. 1981.

LOSOS, B.; PEÑAZ, M. & KUBICKOVA, J. 1980. Food and growth of fishes of the Jihlava River. *Acta Sc. Nat. Brno.*, 14 (1): 1-46.

LUDINI, G. & NARDI, P.A. 1979. Osservacioni sull'ecologia di una popolazione de *Chondrostoma soetta* Bp., (Cyprinidae, Osteichthyes, Pisces) del fiume Ticino. *Quad. del Sile e altri fiumi, Riv. ital. Potamol.*, 2-3: 48-60.

PRAWOCHENSKE, R. 1963. The Age and Growth Rates of the Nose Carp- *Chondrostoma nasus* (L.) from S.W. part of Poland. *Rockniki Nauk Roln.*, 53 (1): 161-182.

VELEDAR, I. & KOSORIC, D.J., 1974. The methods for age determination of *Chondrostoma phoxinus* Heckel, 1843 from the waters of Livanjsko polje. *Ichthyologia*, 6 (1): 93-99.

VON BERTALANFFY, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human. Biol.*, 10: 181-243.

WALFORD, L.A. 1946. A new graphic method of describing the growth of animals. *Biol. Bull. mar. biol. lab. Woods Hole*, 90: 141-147.

Origen, formación y posible significado de los esferocristales intestinales de *Eucyclops serrulatus* (Fisher, 1851), (Crustacea, Copepoda)

M. Durfort

Dpto. Morfología Microscópica, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona

SUMMARY

ORIGIN, FORMATION AND POSSIBLE SIGNIFICATION OF THE SPHEROCRYSTALS IN THE MIDGUT CELLS OF *Eucyclops serrulatus* (FISCHER, 1981) (CRUSTACEA, COPEPODA).

The formation of calcareous concretions in *Eucyclops serrulatus* bears a previous arising of big vesicles, in the inner part of which an organic (mainly glucoproteinic) matrix accumulates and takes place the settling of salts incorporated by type B cells of the intestinal epithelium. Spherocrystals accumulated in the vesicles of this species have three origins, which take place simultaneously: a) from expansions of ergastoplasm after loosing its ribosomes; b) from mitochondria; c) from macroinvaginations of the apical pole of the plasmalemma in the intestinal type B cells. This is a very particular fact and cannot be found in specific bibliography.

Observing these concretions in the previous stages of ecdysis and their vanishing by redisolution after molting, suggests us that this endogenous calcium is a store to be transferred to haemolymp and from this to the cuticle when its formation is completing, in order to be definitively consolidated. However, in this process also takes part, obviously, exogenous calcium directly absorbed by the integument. It is also considered that released calcium is related to vitellogenesis, since the synthesis of lipovitellin (usual component of yolk protein) requires the incorporation of vitellogenin from haemolymph. In this incorporation, calcium is one of the limiting factors. A histochemical study by means of electronic microscope and an analytical X-ray microprobe study of the spherocrystals are proposed.

INTRODUCCION

La presencia endocelular de esferocristales o concreciones de constitución bifásica (matriz orgánica y depósitos de sales inorgánicas de diversa índole) ha sido descrita preferentemente en los ciegos intestinales de Crustáceos, (DONADEY, 1969; GRAF, 1971; 1977) en el hepatopáncreas de diversas especies de Decápodos, BECKER *et. al.* (1974) y en el de Moluscos, (ABOLINS-KROGIS, 1970; RONDELAUD, 1976; DURFORT, 1982).

La naturaleza química de dichas concreciones en los Crustáceos suele ser calcárea (carbonatos, fosfatos y sulfatos); habitualmente tienen carácter de reserva y están relacionadas con la consolidación de la cutícula, (DRACH, 1937, 1939 y 1942; GRAF, 1969). Es por ello altamente interesante seguir la formación y posterior almacenamiento de estas concreciones antes y después de la ecdisis, es decir observar la posible ecomorfosis endocelular.

En ciertos casos, los acúmulos calcáreos que presentan los Crustáceos son de tipo extracelular, con dimensiones muy variables que pueden oscilar de 5 mm. a 7 cm. El aspecto puede ser discoidal o hemisférico, como los gastrolitos de los Decápodos (adheridos a nivel de la cutícula gástrica, en la zona del cardias) (HUSSON, 1952; GRAF, 1974 y 1978) o formando bastoncillos de 1 mm. de longitud, simétricamente dispuestos a ambos lados del intestino medio, como los descritos por NATH (1972) en *Spelaeomysis*.

No siempre las concreciones tienen un significado de reserva. Esferocristales con carácter excretor y de constitución heterogénea, pero con un predominio de uratos, han sido frecuentemente descritos en los tubos de Malpighi de numerosas especies de Insectos (MARTOJA, 1971). Morfológicamente son muy parecidos a los esferocristales de reserva, ya que ambas formaciones se caracterizan por tener una zonación concéntrica muy marcada y de elevada densidad a los electrones. En este sentido cabe destacar los trabajos de LHONORÉ (1976 a y b), BALLAN-DUFRANÇAIS (1971, 1972 y 1980) JEANTET *et. al.* (1980) y HUMBERT (1978a y 1979) sobre la bioacumulación de metales pesados presentes en diversos insecticidas en estas concreciones.

En los Colémbolos, al no existir tubos de Malpighi, es el mesénteron quién desempeña la función excretora equivalente y los esferocristales endocelulares acumulados se eliminan o por extrusión apocrina de la célula intestinal; o por degeneración celular (excreción holocrina) o bien por renovación periódica del epitelio intestinal después de cada muda (HUMBERT, 1974, 1977, 1978 b y 1979; LANGAREYREL, 1980).

La presencia de esferocristales en el intestino de insectos no siempre está supeditada a la falta de tubos de Malpighi como en el caso anterior. Los hallazgos efectuados por BALLAN-DUFRANÇAIS (1972) en diversas especies de Ortópteros, por SOHAL *et. al.* (1977) en Dípteros, así como los de JEANTET *et. al.* (1974); TURBECK (1974) y WAKU *et. al.* (1971) en larvas de Lepidópteros y los de GOURANTON (1968) en Homópteros se refieren a concreciones de 0,8 a 2 μ de diámetro con carácter excretor y origen polifilético.

En los artrópodos aparte de hallar concreciones endocelulares en el epitelio intestinal o en el de los tubos de Malpighi, ocasionalmente se han descrito en otros órganos. En las glándulas anejas al aparato reproductor masculino de *Blatella germanica,* cuyas células tienen simultáneamente función excretora y secretora, BALLAN-DUFRANÇAIS (1970) describe la presencia de concreciones, PERRELET *et. al.* los hallan en fotoreceptores (1978) y PETIT (1970) así como ZERBIB (1980) ocasionalmente los hallan en oocitos.

Las concreciones endocelulares se hallan normalmente en grandes vesículas o litosomás, término dado por ANDRÉ *et. al.* (1967) a vesículas en cuyo interior se acumulan concreciones calcáreas y que provenían del retículo endoplasmático. El origen de las vesículas acumuladoras de sales inorgánicas es muy heterogéneo, varía según las especies e incluso en una misma célula pueden coexistir dos o tres orígenes (DURFORT, 1982).

MATERIAL Y METODOS

Los ejemplares de *Eucyclops serrulatus* estudiados proceden de diversas muestras recogidas durante el año 1980 en Banyoles (Girona) por miembros del Departamento de Ecología de la Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona.

Se procesó el material para su estudio con los microscopios electrónicos de barrido y de transmisión, siguiendo la metodología habitual para ello, es decir, una prefijación con

glutaraldehido-paraformaldehido al 3,5% tamponado con Sörensen o con cacodilato sódico 0,1 N, a pH 7,2-7,3 durante dos horas a 4° C. Postfijación con tetraóxido de osmio al 2% igualmente tamponado durante 1h. 30 min. a 4° C.

Los ejemplares, tras una cuidadosa deshidratación con una serie de graduación ascendente de alcohol u acetona, se separaron en dos lotes.

a) Para su estudio al microscopio electrónico de barrido se completó la deshidratación con una serie de graduación ascendente de alcohol absoluto u acetona y acetato de amilo, antes de someterlos a la técnica del punto crítico para su total desecación. La metalización con oro, efectuada con la técnica del *"sputtering"*, es la última etapa del procesado de los ejemplares. La observación se llevó a cabo con un microscopio electrónico Cambridge Stereoscan S-4 del Servicio de Microscopia Electrónica de la Universidad de Barcelona y habitualmente a 20 Kv.

b) Los ejemplares destinados a ser estudiados con el microscopio electrónico de transmisión, tras una cuidadosa deshidratación con una serie ascendente de alcohol absoluto u acetona y óxido de propileno, se incluyeron en Araldita-Epon o con *"Spurr"*, éste último al ser un plástico de menor viscosidad penetra más fácilmente a través de la cutícula de los copépodos, por lo que la calidad de los cortes ultrafinos es superior a la que se consigue tras la inclusión con los plásticos habitualmente usados para incluir muestras "blandas".

Los esferocristales, motivo de la presente nota, ofrecen graves dificultades en ultramicrotomia ya que en ocasiones saltan de la muestra al efectuar los cortes. Por ello quedan vesículas vacías a la vez que se estropea considerablemente el filo de la cuchilla de vidrio.

Habitualmente se tiñeron los cortes semifinos con azul de metileno al 1% ó con azul de toluidina al 1%. La visualización óptima de las concreciones al microscopio óptico se logra tras un montaje con D.P.X. de los cortes semifinos.

Los cortes ultrafinos, obtenidos con un ultramicrótomo OMU (Reichert) fueron habitualmente contrastados con acetato de uranilo y citrato de plomo, éste último preparado según la técnica de REYNOLDS. Las observaciones se efectuaron con un microscopio electrónico de transmisión Philips EM 200 y Philips EM 300 del Centro anteriormente citado y 60 Kv.

RESULTADOS

La mucosa del tramo medio y posterior del intestino de *E. serrulatus* está formada por dos tipos de células (A y B) que difieren por presentar una distribución y desarrollo desigual de sus estructuras citoplasmáticas, a la vez que desempeñan distintas funciones. Contactos del tipo de las máculas adhaerens se hallan en las proximidades del polo apical de ambos tipos celulares.

El carácter diferencial más acusado entre las células de tipo A, absorbentes y numéricamente más abundantes y las de tipo B es la presencia en éstas últimas de vesículas de 0,5 a 6 micras de diámetro de origen polifilético y de contenido granuloso-fibroso, más o menos compactado, según la etapa de su formación.

El plasmalema de las células de tipo B presenta en el polo apical numerosos microvilli, raramente arrosariados, de 2 micras de longitud y relativamente gruesos, de unas 0,3 micras de diámetro (figs. 2, 3, 4, 5 y 6) entre los cuáles hay abundantes formaciones de endocitosis, de tipo pinocítico (fig. 4). Un glucocálix bien desarrollado forma una capa granulosa-fibrosa, muy densa a los electrones y de unas 3 micras de grosor, que indudablemente favorece los procesos que tienen lugar a este nivel (fig. 4).

En determinadas fases del ciclo biológico se forman unas macroinvaginaciones en el polo apical de las células de tipo B (figs. 3 y 6) que se cierran por la parte próxima a la luz intestinal, quedando liberadas en el citoplasma y dando lugar a grandes vesículas de 8 a 10 micras de diámetro por término medio, interiormente tapizadas por microvilli (figs. 5, 6 y 7).

La evolución de las macrovesículas que se forman a partir del plasmalema sigue un proceso cíclico por el cuál se desorganizan en primer lugar los microvillis, fusionándose el glucocálix que los envolvía con el contenido de las digitaciones y constituyéndose una matriz o estroma, eminentemente glucoproteínico en la que se asientan posteriormente las sales minerales que había en suspensión en la luz intestinal (figs. 8 y 15) con una progresiva consolidación de las mismas.

La proliferación de estas macrovesículas coincide con la aparición de numerosas mitocondrias de diverso tamaño y forma, de matriz muy poco densa a los electrones y con escasas crestas (fig. 15). En ocasiones hay agregados de dos o cuatro condriosomas, siendo frecuente hallar mitocondrias anulares en cuyo interior suele haber otra esférica (fig. 10).

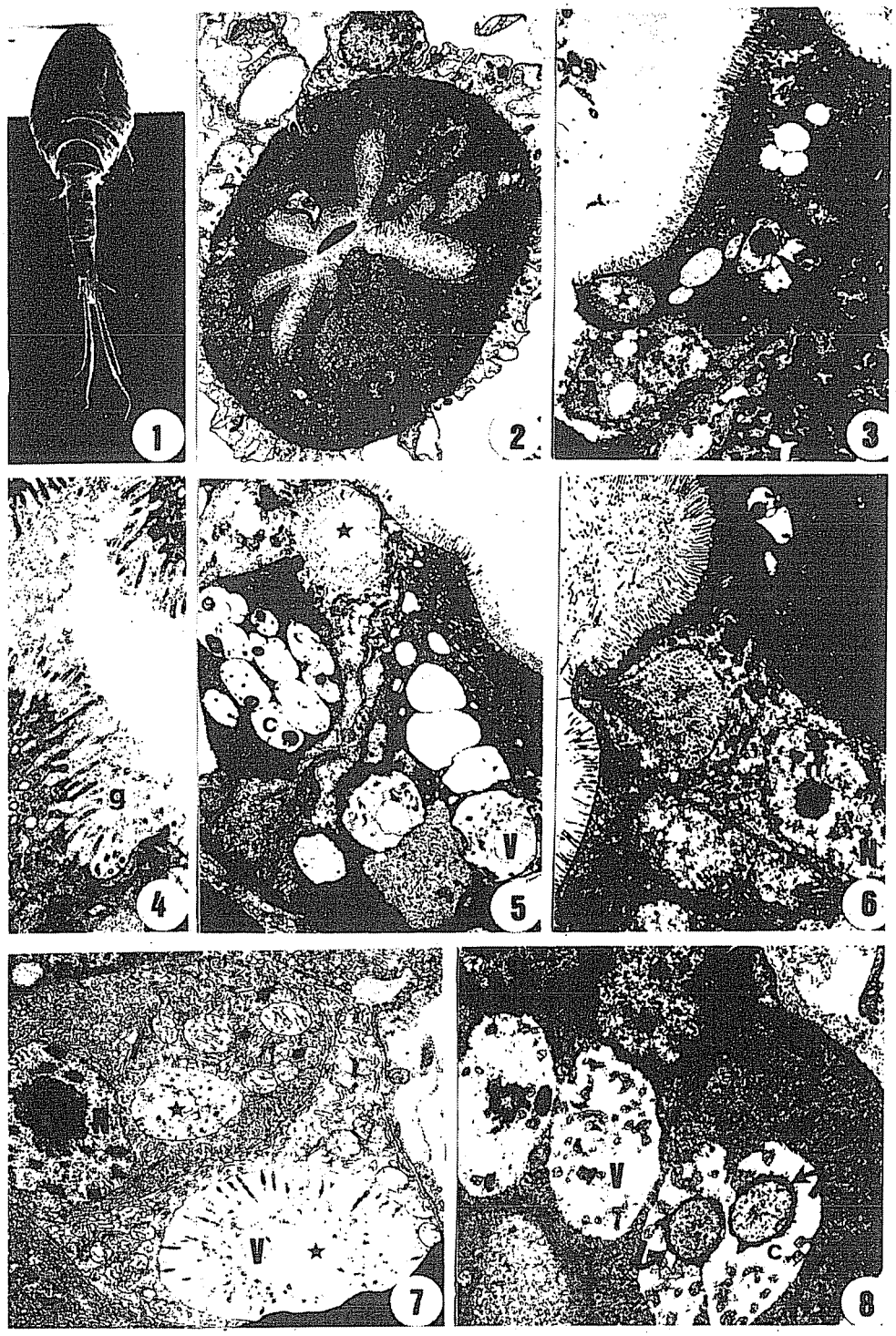
Al incremento de las mitocondrias en las proximidades de las vesículas se suma otra proliferación en el polo basal de la célula, cuya membrana presenta abundantes invaginaciones a la vez que en dicha zona hay que destacar la presencia de algunos cuerpos multivesiculares (fig. 10). Los condriosomas de esta zonal basal, así como los de la región media de la célula tienen tamaños y formas muy variadas. Las mitocondrias frecuentemente se cavulan alrededor de otras esféricas (fig. 10) y sus crestas no siempre adoptan una disposición perpendicular al eje mayor del orgánulo sino que se redistribuyen adoptando una disposición en paralelo, lo cuál ha de tener una indudable incidencia en el rendimiento fisiológico del orgánulo. Frecuentemente queda una área de citoplasma, altamente granulosa, secuestrada entre las dos mitocondrias. La última etapa de la metamorfosis mitocondrial es la formación de una vesícula de 0,5 a 1 micras de diámetro, por alargamiento de una mitocondria y posterior fusión de sus extremos (figs. 10, 11 y 12).

Las células epiteliales de tipo B que nos ocupan presentan, en un momento determinado, un ergastoplasma bien desarrollado dispuesto periféricamente al núcleo (fig. 14). En ciertos tramos las vesículas ergastoplasmáticas pierden los ribosomas y el retículo endoplasmático devenido liso origina por dilatación de sus sáculos unas macrovesículas (litosomas) en cuyo interior se irá progresivamente compactando un material de tipo eminentemente proteínico que constituirá la trama orgánica de la futura concreción mineral.

Paralelamente a la proliferación de las vesículas acumuladoras de sales minerales, presuponiblemente calcáreas, tiene lugar un incremento de gránulos lipídicos de 2 micras de diámetro. Dichas inclusiones lipídicas tienen una morfología poco habitual, en el sentido que el núcleo central de la inclusión de aspecto homogéneo y escasa densidad a los

LAMINA I

Fig. 1. *Eucyclops serrulatus* observado con el microscopio electrónico de barrido (50 x). Fig. 2. Sección transversal del tramo medio del intestino de *E. Serrulatus* perteneciente a un ejemplar que había mudado recientemente. Nótese la ausencia de concreciones en las células epiteliales de la mucosa intestinal. (5.000 x). Fig. 3. Fragmento de la mucosa intestinal en el que se aprecia la formación en el polo apical de una célula de tipo B, de una macroinvaginación (★) tapizada interiormente por numerosos microvillis. En una de las diversas vesículas citoplasmáticas se aprecia una bien conformada concreción (flecha). (8.000 x). Fig. 4. Detalle de las microvillis y de las formaciones de endocitosis de una célula de tipo B. Obsérvese el bien desarrollado glucocálix (g). (24.000 x). Fig. 5. Vesículas en distintas fases de elaboración de concreciones minerales. (22.200 x). Fig. 6. Detalle de una macroinvaginación incorporada al citoplasma de una célula de tipo B (★). Obsérvese el núcleo (N) en posición basal (25.000 x). Fig. 7. Dos macrovesículas con numerosos microvillis en su interior, junto con mitocondrias (30.000 x). Fig. 8. Detalle de vesículas con matriz orgánica granulosa-fibrosa, parcialmente rodeada por un círculo de elevada densidad a los electrones (flechas) que constituyen la parte inorgánica del esfero cristal. (25.000 x).


1
2
3
g
4
G
C
V
5
6
N
V
7
V
T
C
8

electrones es circundado por un halo más bien fibroso de mayor densidad a los electrones, exteriormente delimitado por una zona de densidad intermedia (fig. 13). Este tipo de inclusión nos recuerda el aspecto ultraestructural de las plaquetas vitelinas de determinadas especies de Moluscos, por lo que basándonos exclusivamente en su morfología y densidad a los electrones podría pensarse que en realidad se trata de inclusiones lipoproteícas y que deben tener un significado degenerativo en la célula epitelial considerada, aunque hay que señalar la ausencia de formaciones lisosómicas (estructuras propias de las células en procesos seniles o patológicos).

Cuando la célula se halla en su estado de "almacenamiento", o sea en el momento que la génesis de los esferocristales llega a su etapa final, el citoplasma presenta grandes áreas invadidas por las vesículas de distinta procedencia. Estas tienen una matriz orgánica cada vez más compactada y en su periferia aparece de manera gradual un halo de elevada densidad a los electrones (figs. 8 y 15).

Los esferocristales que aparecen finalmente en las células de tipo B del epitelio intestinal de *Eucyclops serrulatus* tienen de 2 a 8 micras de diámetro y presentan ultrastructuralmente la zonación concéntrica característica de las concreciones de sales minerales o incluso de uratos. El límite exterior del esferocristal, la membrana del litosoma, llega a desaparecer (fig. 16). No hemos presenciado formaciones gemelas o triples, en nuestro material las concreciones se hallan bien individualizadas y su nucleoide aparece poco delimitado.

Finalmente, en los ejemplares que han experimentado la ecdisis, las concreciones empiezan a disgregarse por la periferia, presentando primero un aspecto dentado y posteriormente estrellado (fig. 17), lo que indica el inicio de la redisolución de la concreción.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Los dos tipos celulares que constituyen el epitelio intestinal de *Eucyclops serrulatus* son morfológicamente y funcionalmente equivalentes a los descritos en *Cyclops strenuus* (DURFORT, 1981 b). Sin embargo a diferencia de lo que acontece en *C. strenuus*, en que las concreciones se originan únicamente a partir de formaciones mielínicas que aparecen en grandes vesículas (litosomas) procedentes del retículo endoplasmático; en *E. serrulatus* aquéllas tienen tres orígenes:

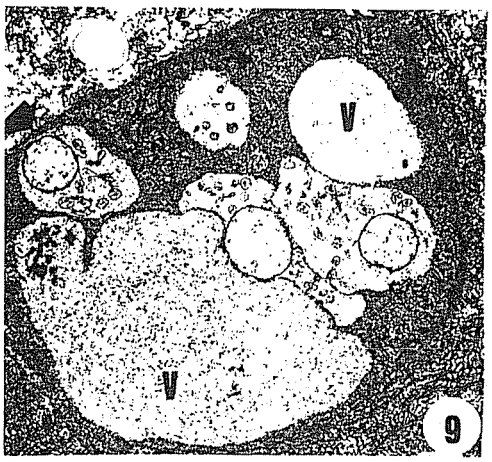
a) a partir del retículo endoplasmático,
b) a partir de las mitocondrias y
c) a partir del plasmalema del polo apical de las células de tipo B.

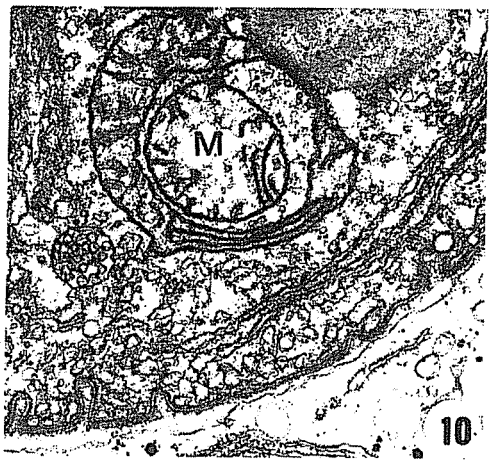
De estos tres orígenes que se dan simultáneamente en la misma célula, el más frecuentemente descrito en los Crustáceos (GRAF, 1971), así como en las células de los tubos de Malpighi de los Insectos (HUMBERT, 1971) es el primero.

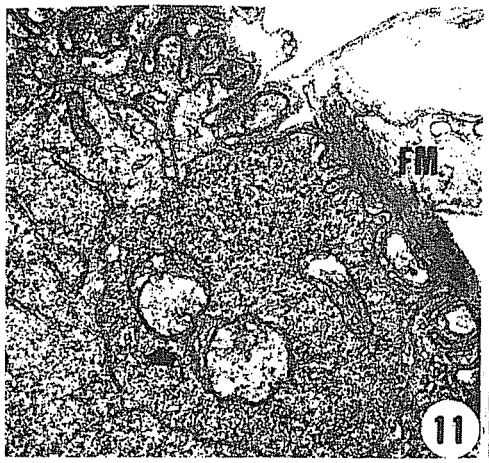
WIGGLESWORTH & SALPETER (1962) en los tubos de Malpighi de *Rhodnius prolixus* describen un posible origen mitocondrial de las concentraciones, siendo ésta la única cita hallada en la bibliografía consultada, aunque los condriosomas, en ocasiones, pueden acumular inclusiones de tipo paraplasmáticas: glucógeno, glóbulos lipídicos, etc. (DURFORT, 1981 a) y en la mayoría de las talasemias es habitual hallar granulaciones de ferritina en la matriz mitocondrial (BESSIS

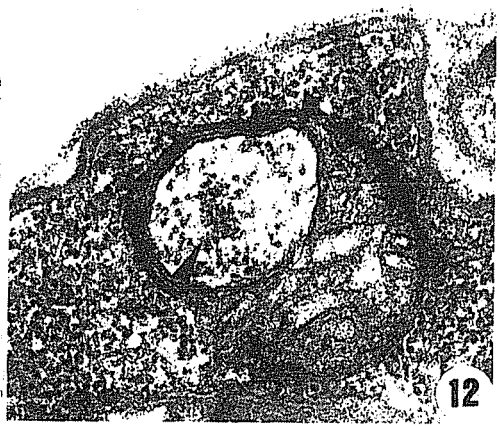
LAMINA II.

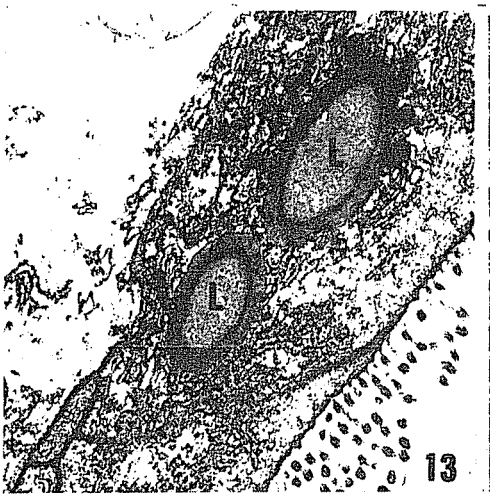
Fig. 9. Macrovesículas (V) con matriz finamente granulosa en las cuales se aprecia el inicio de la formación del nucleoide del futuro esferocristal (38.000 x). Fig. 10. Mitocondria anular que engloba a otra (M), entre ambas se aprecia una área citoplasmática finamente granulosa (32.000 x). Fig. 11. Obsérvese la formación de vesículas de matriz granulosa a partir de una mitocondria (flecha). Nótese las invaginaciones de la membrana basal así como un fragmento de la túnica muscular (FM). (20.000 x). Fig. 12. Detalle de la formación de una vesícula a partir de un condriosoma (flechas). (54.000 x). Fig. 13. Inclusiones lipídicas (L), frecuentes en la fase álgica de la bioacumulación. (45.000 x). Fig. 14. Formación de una vesícula a partir del retículo endoplasmático liso, procedente del ergastoplasma (ER) por pérdida de ribosomas (45.000 x).

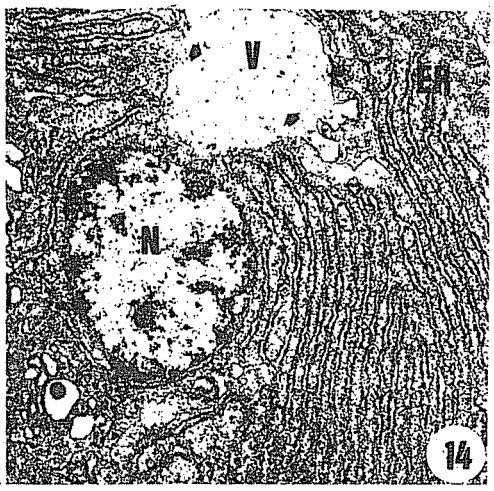

V
V
9


M
10


FM
11


12


L
L
13


V
EH
N
14

et. al. 1957 y 59). HUMBERT (1978 b) encuentra asimismo partículas de lantano en los condriosomas tras haberlo administrado a través de la dieta de diversas especies de insectos.

La vesiculación intramitocondrial que observamos recuerda enormemente la adoptada por los condriosomas de las células de la adenohipófisis en proceso degenerativo (BARGMANN & KNOOP, 1960). Si bien, en las células de tipo B de la mucosa intestinal de *E. serrulatus* no aparecen formaciones típicamente degenerativas, en ninguna de sus modalidades, como puedan ser los lisosomas, descritos por GOURANTON (1968).

Efectivamente, en nuestro copépodo, la presencia de esferocristales no va acompañada de formaciones lisosómicas tan habituales en las células en vías de degeneración y cargadas de concreciones de tipo excretor, como los reseñados por SOHAL *et. al.* (1977) en el epitelio intestinal de la mosca doméstica o como los hallados por DURFORT (1981 a) en las células de tipo C del hepatopáncreas de determinadas especies de Moluscos Poliplacóforos. En ambos casos los lisosomas intervienen directamente en la consolidación, tras acúmulo previo de sales inorgánicas y de una matriz proteica, de las concreciones excretoras (SOHAL *et. al.*, 1977) o de reserva (DURFORT, 1981 b).

En otros casos en los lisosomas se acumulan diversos cationes, que sin llegar a constituir esferocristales constituyen un mecanismo de desactivación del elemento, como señalan JEANTET *et. al.* (1974 y 1980) en procesos de detoxicación de insectos tratados con insecticidas o CHASSARD-BOUCHAUD (1981) en el hepatopáncreas de *Pontastacus leptodactylus.* En este caso tras someter los ejemplares a una intoxicación con metalotioneinas, se acumulan en los heterofagosomas de las células R cadmio, azufre, zinc y cobre que son perfectamente detectados por microanálisis con espectrografía de rayos X.

La formación de criptas, es decir de invaginaciones del plasmalema del polo apical de la célula de tipo B y la posterior liberación de macrovesículas interiormente tapizadas de microvilli no ha sido hallada en la amplia bibliografía consultada sobre el tema. Unicamente GRAF (1971) en *Orchestia cavimana* describe un interesante fenómeno por el cual las membranas laterales de las células epiteliales de los ciegos posteriores del amfípodo presentan profundas invaginaciones que dan lugar a un tortuoso sistema canalicular-vesicular axoplasmático, en cuyo interior se van precipitando y acumulando sales minerales que posteriormente alcanzarán un grado de compactación tal que darán lugar a la clásica configuración de los esferocristales, en este caso de tipo excretor y no de reserva.

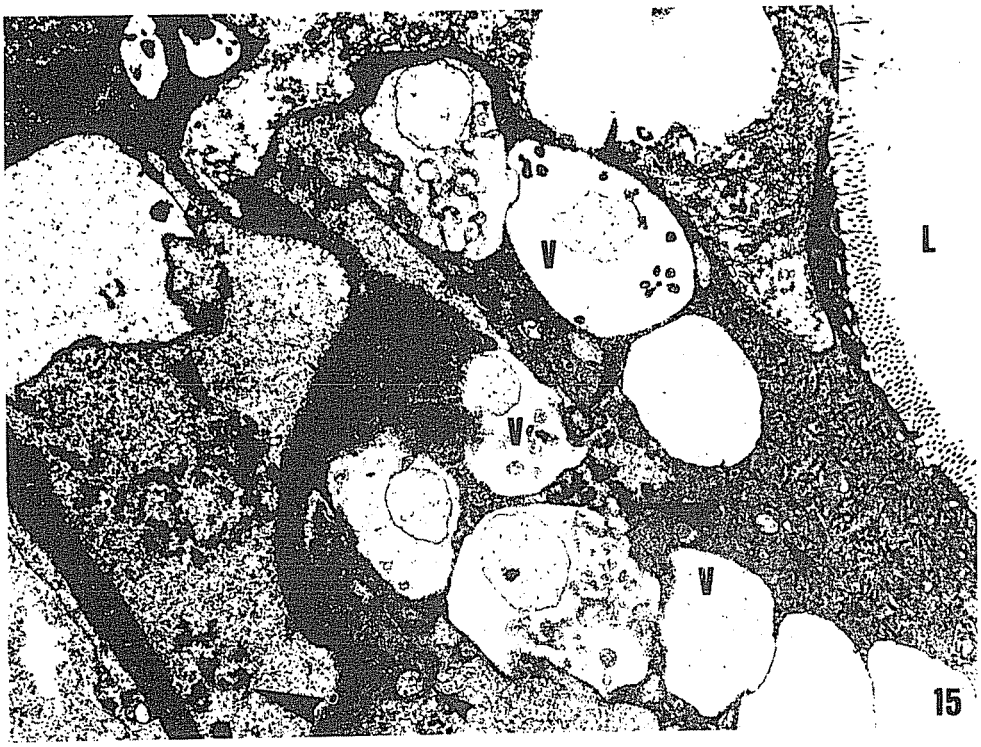
Por otra parte el incremento mitocondrial registrado en las proximidades de los litosomas, sea cual fuere su origen, durante la fase de organización del esferocristal debe interpretarse como una respuesta a un mayor requerimiento energético en la fase bioacumuladora.

Al igual que en *Cyclops strenuus,* los esferocristales hallados en las células de tipo B son eminentemente calcáreos, si bien su composición cuantitativa y cualitativa está pendiente de unos análisis con Rayos X. El hecho de dar reacción positiva al rojo de alizarina y a diversas impregnaciones argénticas aplicadas en cortes obtenidos por inclusión en parafina, hacen pensar en la presencia mayoritaria de calcio, si bien es de esperar que haya otros cationes.

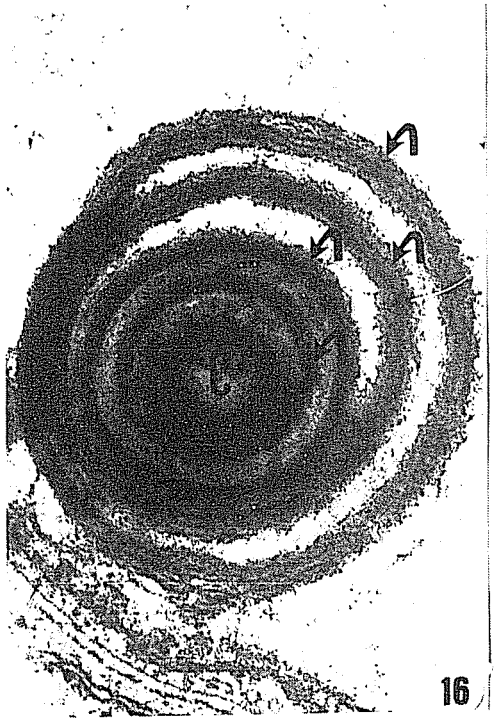
El relacionar la redisolución de las concreciones con los períodos de muda de los ejem-

LAMINA III

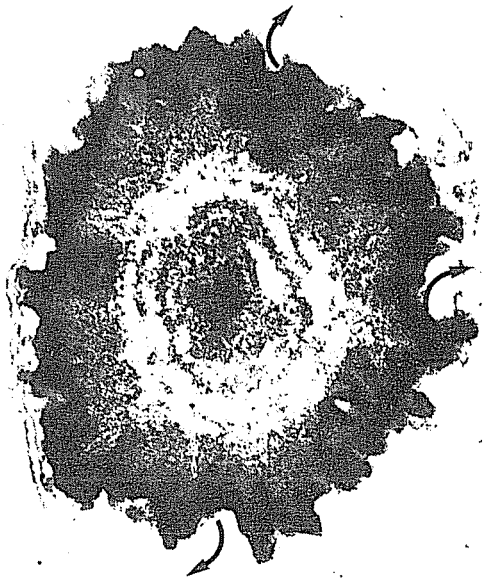
Fig. 15. Diversas etapas de la consolidación del material inorgánico en la trama orgánica granulosa-fibrosa, sea de origen mitocondrial o del retículo endoplasmático, de las vesículas (V). (40.000 x). Fig. 16. Aspecto ultraestructural de un esferocristal del epitelio intestinal de *E. serrulatus.* (64.000 x). Fig. 17. Inicio de la etapa de redisolución de la concreción mineral. Este aspecto estrellado es muy frecuente al iniciarse la ecdisis. (64.000 x).



15



16



17

plares, al igual que GRAF (1974) y otros autores, es porque consideramos que este calcio intracelular es una reserva endógena que tras la incidencia de las hormonas reguladoras de la muda se redisuelve y vía hemolinfa llegará, tras la ecdisis, a la cutícula neoformada para su consolidación. Como en los copépodos el tracto digestivo es el único órgano, hasta el momento descrito, que presenta la capacidad de almacenarlo ya que carecen de glándula digestiva y de formaciones extracelulares tipo gastrolito.

Cabe señalar que el tracto digestivo de *Mytilicola intestinalis,* copépodo endoparásito de la glándula digestiva del mejillón, carece de dichas formaciones acumuladoras de sales (DURFORT, 1975 y 1977) lo que se interpreta al hecho de que presenta una cutícula sumamente simplificada por el régimen endoparasitario del copépodo. Por ello no hay problemas de consolidación del tegumento ya que conviene que éste sea altamente difusible.

Hemos constatado que las fases en que el epitelio intestinal de *Eucyclops serrulatus* carecen de concreciones endocelulares o bien éstas se hallan en fase de degradación o coincide con la ecdisis y con la culminación de la vitelogénesis.

Los estudios fisiológicos y ultraestructurales llevados a cabo por CHARNIAUX-COTTON *el. al.* (1981) sobre sexología y reproducción de crustáceos, constatan la necesidad de altos niveles de calcio por parte de los oocitos, para la captación de la vitelogenina de la hemolinfa que es una hormona imprescindible para la síntesis de la lipovitelina la cuál es un componente habitual de las plaquetas vitelinas.

Por todo ello consideramos, en principio, que los esferocristales hallados en las células de tipo B de la mucosa intestinal de *Eucyclops serrulatus,* al igual que los descritos en *Cyclops strenuus,* son de tipo de reserva y no excretores, jugando dos papeles de máximo interés en dichas especies: consolidación de la cutícula tras la ecdisis e intervención en la captación de la vitelogenina por parte del oolema de los oocitos en previtelogénesis, en el momento en que los ejemplares han alcanzado la madurez sexual.

BIBLIOGRAFIA

ABOLINS-KROGIS, A. 1970. Electron Microscope Studies of the Intracellular Origin and Formation of Calcifying Granules and Calcium Spherites in the Hepatopancreas of the Snail, *Helix pomatia,* L. *Z. Zellforsch.,* 108: 501-515.

ANDRÉ, J.; & FAURÉ-FREMIET, E. 1967. Formation et structure des concrétions calcaires chez *Prorodon Morgani,* Kahl. *J. Micr.,* 6: 391-398.

BALLAN-DUFRANÇAIS, C. 1970. Données cytophysiologiques sur un organe excréteur particulier d'un insecte, *Blatella germanica,* L. (Dictyoptère). *Z. Zellforsch.,* 109: 336-355.

1972. Ultrastructure de l'iléon de *Blatella germanica.* Localisation, genèse et composition des concrétions minérales intra-cytoplasmiques. *Z. Zellforsch.,* 133: 163-179.

BALLAN-DUFRANÇAIS, C.; JEANTET, A.Y. & MARTOJA, R. 1971. Composition ionique et signification physiologique des accumulations minérales de l'intestin moyen des Insectes. *C.R. Acad. Sc. Paris,* 273: 173-176.

BARGMANN, W. & KNOOP, A. 1960. Vakuolenbildung und Mitochondrien. *Z. Zellforsch.,* 51: 456-460.

BECKER, G.L.; CHEN, C.H.; GREENAWALT, J.W. & LEHNINGER, A.L. 1974. Calcium phosphate granules in the hepatopancreas of the blue crab *Callinectes sapidus, J. Cell Biol.,* 61: 316-326.

BESSIS, M. & BRETON-GORINS, J. 1957. Accumulation de granules ferrugineux dans les mitochondries des erythroblastes. *Comp. Rend. Acad. Scien. Paris,* 144: 2.846-2.849.

1959. Ferritin and ferruginous micelles in normal erythroblast and hypochromic hypersideremic anemias. *Blood,* 14: 423-428.

CHARNIAUX-COTTON, H. 1981. Experimental studies of reproduction in Malacostraca Crustaceans. Description of vitellogenesis and of its endocrine control. *Advances in Invertebrate Reproduction.* Elsevier North Holland, págs. 177-186, New York.

CHASSARD-BOUCHAUD, C. 1981. Rôle des

lysosomes dans les phénomène de concentration du cadmium. Microanalyse par spectrographie des rayons X. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 293: 261-265.

DONADEY, C. 1969. La fonction absorbante des caecums digestifs de quelques Crustacés Isopodes marins, étudiée au microscope électronique. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 268: 1.607-1.609.

DRACH, P. 1937. L'origine du calcaire dans les squelette tégumentaire des Crustacés Décapodes. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 205: 1.441-1.443.

1939. Mue et cycle d'intermue chez les Crustacés Décapodes. *Ann. Inst. Océanogr. Fr.,* 19: 103-391.

DRACH, P. & LAFON, M. 1942. Etudes biochimiques sur le squelette tégumentaire des Décapodes Brachyoures. Variations au cours du cycle d'intermue. *Arch. Zool. expér. gén. Fr.,* 82: 100-118.

DURFORT, M. 1975. Consideraciones sobre la estructura y ultraestructura del epitelio intestinal de *Mytilicola intestinalis,* Steuer. Vol. II, *Cent. Real Soc. Esp. Hist. Nat.,* 109-120.

1977. Noves dades de la ultraestructura de l'epiteli intestinal de *Mytilicola intestinalis,* Steuer. *Butll. Soc. Cat. Biol.,* 1-2: 27-31.

1981 a. Localización y ultraestructura del glucógeno y de las inclusiones lipídicas en *Mytilus edulis,* L. (Mollusca, Bivalva) y en *Trachydermon cinereus,* Thiele (Mollusca, Poliplacophora). *Iberus.,* 1: 79-84.

1981 b. Mineral concretions on the intestinal ephitelium of *Cyclops strenuus,* Fisch (Crustacea, Copepoda). Ultrastructural study. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.,* 47: 93-103.

1982. Las concresiones minerales del hepatopáncreas de *Trachydermon cinereus,* Thiele (Mollusca, Poliplacophora). Estudio ultraestructural. Iberus, 2: 1-17.

GOURANTON, J. 1968. Composition, structure et mode de formation des concrétions minérales dans l'intestin moyen des Homoptères Cercopides. *J. Cell. Biol.,* 37: 316-328.

GRAF, F. 1969. *Le stockage de calcium avant la mue chez les Crustacés Amphipodes Orchestia (Talitré)* et *Niphargus (Gammaridé hypogé).* Thèse Fac. Sciences Dijon, 216 págs.

1971. Dynamique du calcium dans l'épithelium des caecums postérieurs d'*Orchestia cavimana* Heller (Crustacé, Amphipode). Rôle de l'espace intercellulaire. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 273: 1.828-1.831.

1974. Quelques aspects du métabolisme du calcium chez les Crustacés. In: *Physiologie comparée des échanges calciques,* págs. 13-22. SIMEP, ed.

1978. Les sources de calcium pour les Crustacés venant de muer. *Arch. Zool. exp. gén.,* 119: 143-161.

GRAF, F. & MICHAUT, Ph. 1977. Les sphérules calciques de l'épithelium caecal d'*Orchestia* (Crustacé, Amphipode), forme de transport de calcium dans le sens apico-basal. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 284: 49-52.

HUMBERT, W. 1971. Localisation, structure et genèse des concrétions minérals dans la mésenteron des Collemboles Tomoceridae (Insecta, Collembola). *Z. Morphol. Tiere,* 78: 93-109.

1977. The mineral concretions in the mid gut of *Tomocerus minor* (Collembola): microprobe, analysis and physioecological significance. *Rev. Ecol. Biol. Sol.,* 14: 71-80.

1978 a. Cytochemistry and X-Ray Microprobe Analysis of the Midgut of *Tomocerus minor* Lubbock (Insecta, Collembola) with special reference to the Physiological Significance of the Mineral Concretions. *Cell. Tiss. Res.,* 187: 397-416.

1978 b. Intracellular and intramitochondrial binding of lanthanum in dark degenrating Midgut cells of a collembolan (Insect.) *Histochemistry,* 59: 117-128.

1979. The Midgut of *Tomocerus minor* Lubbock (Insecta, Collembola). Ultrastructure, cytochemistry, ageing and renewal during a Moulting Cycle. *Cell Tissue Res.,* 196: 39-57.

HUSSON, R. 1952. A propos du rôle des gastrolithes chez les ecrevisses. *Comp. Rend. Acad. Sc.,* 235: 905-907.

JEANTET, A.Y.; MARTOJA, R. & TRUCHET, M. 1974. Rôle des sphérocristaux de l'épithelium intestinal dans la résistance d'un Insecte aux pollutions minérales. Données expérimentales obtenues par utilisation de la microsonde électronique et du microanalyseur par émission ionique secondaire. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 278: 1.441-1.444.

JEANTET, A.Y.; BALLAN-DUFRANÇAIS, Ch. & RUSTE, J. 1980. Quantitative Electron Probe Microanalysis on Insects Exposed to Mercury. II.- Involvement of the Lysosomal System in Detoxification Processes. *Biol. Cellulaire,* 39: 325-334.

LANGA-REYREL, F. 1980. Analyse ultrastructurale des modifications mésentériques liées à l'écomorphose chez *Hypogastrusa tullbergi* (Collemboles). *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 291: 345-347.

LHONORÉ, J. 1971. Données cytophysiologiques sur les tubes de Malpighi de *Gryllotalpa gryllotalpa,* Latr. (Orthoptère, Gryllotalpidé). *Comp. Rend. Acad. Sc.,* 272: 2.788-2.791.

1976 a. Données histophysiologiques sur les bioaccumulations minérales et puriques de *Notonecta glauca,* L. (Insecte, Hétéroptère). *Annls. Limnol.,* 12: 127-138.

1976 a. Données morphologiques et histochimiques sur les tubes de Malpighi des imagos de *Pieris brassicae,* L. (Lepidoptère). *Annls. Sc. Nat. Zool.,* 18: 275-293.

MARTOJA, R. 1971. Données préliminaires sur les accumulations de sels minéraux et de déchets du catabolisme dans quelques organes d'Artro-

podes. *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 273: 368-371.

NATCH, C.M. 1972. On the storage of calcium in *Spelaeomysis,* a subterranean mysid. *Crustaceana* suppl. 3: 351-353.

PERRELET, A. & BADER, C.R. 1978. Morphological Evidence for Calcium Stores in Photoreceptors of the Honeybee Drone Retina. *J. Ultrast. Res.,* 63: 237-243.

PETIT, J. 1970. Sur la nature et l'accumulation de substances minérales dans les ovocytes de *Polydesmus complanatus* (L) (Myriapode, Diplopode). *Comp. Rend. Acad. Sc. Paris,* 270: 2.107-2.110.

RONDELAUD, D., CHAISEMARTIN, C. & BARTHE, D. 1976. Données histologiques et histochimiques sur le transfert de deux metaux (Fe^{++}, Cu^{++}) chez Lymnaea (Galba) *truncatula* Muller (Mollusques, Gastéropodes, Pulmonés). *Annls Limnol.,* 12: 269-281.

SOHAL, R.S.; PETERS, P.D. & HALL, T.A. 1977. Origin, structure, composition and age dependence of mineralized dense bodies (concretions) in the midgut epithelium of the adult housefly, *Musca domestica. Tissue & Cell,* 9: 87-102.

TURBECK, B.O. 1974. A study of the concentrically laminated concretions "spherites" in the regenerative cells of the midgut of lepidopterus larvae. *Tissue & Cell.,* 6: 627-640.

WAKU, Y. & SUMIMOTO, K. 1971. Metamorphosis of midgut epithelial cells in the silkworm (*Bombyx mori,* L.) with special regard to the calcium salt deposits in the cytoplasm. I. Light microscopy. *Tissue & Cell.,* 3: 127-136.

WIGGLESWORTH, V.B. & SALPETER, M.M. 1962. Histology of the Malpigian tubules in *Rhodnius prolixus* Stäl (Hemiptera). *J. Insect. Physiol.,* 8: 299-307.

ZERBIB, C. 1980. Ultrastructural observation of Oogenesis in the Crustacea Amphipoda *Orchestia gammarellus* (Pallas). *Tissue & Cell.,* 12: 47-62.

Biogeografía de las planarias de aguas dulces (Platelminthes; Turbellaria; Tricladida; Paludicola) en España. Datos preliminares.

Jaume Baguñá; Emili Saló i Rafael Romero

Departament de Genètica, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Diagonal 645, Barcelona-28

SUMMARY

BIOGEOGRAPHY OF FRESHWATER PLANARIANS (PLATYHELMINTHES; TURBELLARIA; TRICLADIDA; PALUDICOLA) OF SPAIN. PRELIMINARY DATA.

The geographical distribution of freswater planarians of Spain has been studied from old and new literature data and from recently collected material. Ten epigean species and three hipogean (subterranean) species have been found throughout the 128 localities studied. All the epigean species belong to the Dugesiid and Planariid families; no Dendrocoelidae having been found so far.

Although the species and the geographical pattern found are similar to the published european records, some peculiar characteristics like the overwhelming presence of running-water species over still-water species; and the hipogean temporal habits of some epigean species, are discussed. The modalities of dispersal throught continental waters and island colonization are also discussed.

Finally a sketch for a future biogeographical programme is given, where the ned to study the karyotypes and the pattern of soluble and structural proteins for each population is again stressed in order to diagnose correctly some of the present and new species and to measure their phyletic distance.

INTRODUCCION

Desde la inicial, y ya clásica, monografía de los tríclados del Norte de Francia (HALLEZ, 1894), varias han sido las revisiones publicadas sobre la sistemática y distribución de estos organismos en Europa (países nórdicos: LUTHER, 1961; Países Bajos: HARTOG, 1962; Luxemburgo: HOFFMANN, 1964b; Francia: PATTÉE & GOURBAULT, 1981; Reino Unido: REYNOLDSON, 1967; BALL & REYNOLDSON, 1981; Italia: BENAZZI, 1955, Yugoeslavia: STANKOVIC, 1960, Rusia: ZABUSOVA, 1970), América del Norte (KENK, 1976) y Japón (KAWAKATSU, 1965). Existen además diversos trabajos que tratan sobre la distribución y sistemática de los tríclados en regiones más circunscritas, y en contrapunto, se han publicado índices de distribución en grandes re-

giones y áreas continentales (Europa: *Limnofauna Europaea,* DAHM & GOURBAULT, 1978; Africa: YOUNG, 1976; Asia: BALL, 1970; América del Norte: KENK, 1976; América del Sur y Central: BALL, 1971; Australia: BALL, 1974c) e incluso un índice mundial de géneros y especies (KENK, 1974).

Como ha sucedido, y sucede aún, en tantos campos de la faunística, el conocimiento de la sistemática y distribución de estos organismos en España es muy imperfecto. No hay monografía o trabajo alguno que trate específicamente sobre la distribución geográfica y la sistemática de este grupo en España, y lo que es peor, los pocos trabajos de faunística o limnología general que mencionan géneros o especies del grupo son generalmente antiguos e incompletos, y muy a menudo de diagnóstico erróneo. El reciente interés en los temas de Ecología y Limnología, y consecuentemente de los estudios de catalogación de especies de diversos habitats, no ha supuesto desgraciadamente estímulo alguno para un mejor conocimiento del grupo. De aquí, que los autores de este trabajo tuvieran el dudoso honor de publicar el primer catálogo sistemático y geográfico de planarias de aguas dulces en un área relativamente restringida de la península ibérica: Catalunya e islas Baleares (BAGUÑÀ *et. al.,* 1980).

Para paliar parcialmente este vacío, el trabajo que sigue resume, a partir de una revisión crítica de la bibliografía publicada hasta la fecha y de recolecciones recientes realizadas por diversos autores, el estado actual de los conocimientos sobre la biogeografía de los tríclados de agua dulce en España.

METODOS

Los métodos de recolección, observación y conservación de ejemplares han sido descritos ya anteriormente (BAGUÑÀ *et. al.,* 1980) Las revisiones de BALL & REYNOLDSON (1981) y de PATTÉE & GOURBAULT (1981) son especialmente útiles al respecto.

CLASIFICACION ACTUAL

Las planarias de aguas dulces constituyen el infraorden PALUDICOLA del filum PLATYHELMINTHES, clase TURBELLARIA, orden SERIATA, suborden TRICLADIDA. Según la nueva clasificación propuesta por BALL (1974), y aceptada hoy en día por la mayoría de autores, los PALUDICOLA constan de 3 familias: DUGESIIDAE, PLANARIIDAE y DENDROCOELIDAE, esta última subdividida en 2 subfamilias: KENKIINAE y DENDROCOELINAE.

Los criterios de identificación y diagnóstico, así como una clave sistemática para clasificar correctamente las especies de este grupo de organismos ha sido ya publicada (BAGUÑÀ *et. al.,* 1980). Otras clasificaciones útiles son las de REYNOLDSON (1967), BALL & REYNOLDSON (1981) y PATTÉE & GOURBAULT (1981). En la tabla I se incluyen las características para diferenciar las familias y subfamilias.

RESULTADOS

ESPECIES PRESENTES EN ESPAÑA

Basándonos en las citas bibliográficas, en el trabajo ya publicado sobre distribución de planarias de aguas dulces en Catalunya y Baleares (BAGUÑÀ *et. al.,* 1980), y en nuevas localidades encontradas con posterioridad a este trabajo, podemos confeccionar un catálogo de especies de tríclados de aguas dulces presentes en España (tabla II).

De las 13 especies presentes, 10 son epigeas y 3 hipogeas. Estas últimas pertenecen a un dominio muy insuficientemente estudiado en España por lo que a tríclados se refiere. De aquí que no tratemos de ellas en este trabajo, aunque damos a continuación las citas que se conocen hasta el presente: *(Phagocata (Atrioplana) racovitzae,* en una napa aluvial del río Henares, Madrid (GOURBAULT, 1971a); *Crenobia alpina anophthalma,* de gruta del manantial de Gorbea en Cigoitia, provincia de Alava (DE BEAU-

TABLA I. Características diferenciales de las familias y subfamilias del infranden PALUDICOLA.

Familia DUGESIIDAE, Ball

Generalmente pigmentados. Cabeza triangular o ligeramente redondeada, sin órganos adhesivos. Siempre presentan ojos. Musculatura interna de la faringe en dos capas definidas. Oviductos que desembocan separadamente (o formando un conducto común) en el canal de la bolsa copuladora. Huevos (cocoons) esféricos y pedunculados. Distribución: cosmopolita.
Género tipo: *Dugesia* (Girard)
Géneros más característicos: *Dugesia, Cura.*
Especies europeas más comunes: *Dugesia (S.) lugubris, Dugesia (S.) polychroa, Dugesia (D.) gonocephala, Dugesia (G.) tigrina*

Familia PLANARIIDAE, Stimpson, emend.

Pigmentados o blancos. Cabeza truncada o redondeada, nunca triangular. Ojos generalmente presentes. Musculatura interna de la faringe en dos capas definidas. Oviductos formando un conducto común que desemboca, independientemente del canal de la bolsa copuladora, en el atrio genital. Adenodáctilos generalmente presentes. Huevos (cocoons) esféricos u ovalados sin pedúnculo. Distribución: holártica y parte de la región oriental.
Género tipo: *Planaria* (Müller)
Géneros más característicos: *Planaria, Polycelis, Phagocata, Crenobia.*
Especies europeas más comunes: *Polycelis nigra, Polycelis felina, Crenobia alpina, Phagocata vitta, Planaria torva.*

Familia DENDROCOELIDAE,, Hallez

Presentan generalmente un órgano anterior músculo-glandular. Oviductos formando un oviducto común que desemboca en el atrio genital, independientemente del canal de la bolsa copuladora. Huevos esféricos sin pedúnculo. Distribución: holártica y región oriental.
Género tipo: *Dendrocoelum* (Oersted)
Géneros más característicos: *Dendrocoelum, Kenkia*

- Subfamilia KENKIINAE, Ball

Generalmente hipogeos, no pigmentados y ciegos. Musculatura interna de la faringe en dos capas definidas. Presentan adenodáctilos. Testículos situados prefaríngeamente. Distribución: América del Norte y Asia Oriental.
Género tipo: *Kenkia*
Géneros más característicos: *Kenkia, Sphalloplana*

- Subfamilia DENDROCOELINAE, Ball

No pigmentados y generalmente con ojos. Musculatura interna de la faringe de tipo mezclado. Presentan adenodáctilos. Testículos situados a lo largo de todo el cuerpo. Distribución holártica.
Género tipo: *Dendrocoleum*
Géneros más característicos: *Dendrocoelum, Bdellocephala, Rectocephala.*
Especies europeas más comunes: *Dendrocoelum lacteum, Bdellocephala punctata.*

CHAMP, 1932); y *Dendrocoelopsis brementi,* encontrada en la gruta Bujaruelo, en Torla, provincia de Huesca (DE BEAUCHAMP, 1932).

Aparte de estas 13 especies cuya presencia está fuera de toda duda, existen 3 especies mencionadas en la bibliografía [*(Dendrocoelum lacteum,* localidad: provincia. Madrid (sin especificar) BORDÁS, 1921); localidad: sin especificar (OTAMENDI *et. al.;* 1977); *Planaria torva,* localidad: sin especificar (OTAMENDI *et. al.,* 1977); *Dugesia lugubris* s.l., localidad: desfiladero de Collegats cerca de Pobla de Segur (Lleida) (ARDNT, 1926); localidad: manantial de la Figuereta cerca de Pobla de Segur (Lleida) (ARDNT, 1926); localidad: laguna de Ontígola (provincia. Madrid) (ALVAREZ & SELVA, 1968); localidad: río Ojailén (MEYNELL, 1973)] que, por ausencia casi total de datos taxonómicos y/o geográficos *(D. lacteum* y *Pl. torva)* o por caracterización insuficiente *(D. lugubris),* no podemos incluir en el catálogo de especies de presencia probada.

Las 10 especies epigeas cuya presencia y localización en España está fuera de toda duda se presentan gráficamente en la figura 1. Dado que en la práctica *Dugesia (S) polychroa* y *Dugesia (S) mediterránea* son casi indistinguibles externamente, al igual que sucede entre *Dugesia (D) gonocephala, Dugesia (D) sicula* y *Dugesia (D) ibérica,* sólo se representa gráficamente una de ellas. Para hacer un diagnóstico correcto de estos dos grupos, es necesario realizar un análisis cariológico o un estudio a fondo del aparato reproductor (Ver a este respecto, BAGUÑÀ *el. al.,* 1980, para el primer grupo, y GOURBAULT & BENAZZI (1979) y DE VRIES & BALL (1980) para el segundo).

DISTRIBUCION GEOGRAFICA LISTA DE LOCALIDADES.

La distribución geográfica de las 10 especies epigeas en España se representa en las figuras 2 y 3 para las especies pertenecientes a las familias *Dugesiidae* y *Planariidae* respectivamente. Las localidades representadas incluyen las citas bibliográficas, las localidades en Catalunya e islas Baleares descritas en BAGUÑÀ *el al.,* (1980), y nuevas localidades obtenidas con posterioridad. Las figuras 4 y 5 representan la distribución de las especies de estas dos familias en las localidades conocidas hasta la fecha en Catalunya en razón a que es el área mejor estudiada de la Península ibérica en la actualidad. La lista completa de localidades se incluye en el Apéndice al final de este trabajo.

TABLA II. Especies de planarias de aguas dulces presentes en España (se incluyen especies hipogeas (*) y especies epigeas de diagnóstico dudoso (●)).

Familia DUGESIIDAE
- Género *Dugesia*
  - Subgénero *Dugesia*
    - *Dugesia (D) gonocephala*
    - *Dugesia (D) iberica*
    - *Dugesia (D) sicula*
  - Subgénero *Schmidtea*
    - *Dugesia (S) polychroa*
    - ● *Dugesia (S) lugubris*
    - *Dugesia (S) mediterranea*
  - Subgénero *Girardia*
    - *Dugesia (G) tigrina*

Familia PLANARIIDAE
- Género *Planaria*
  - ● *Planaria torva*
- Género *Polycelis*
  - *Polycelis felina*
  - *Polycelis nigra*
- Género *Crenobia*
  - *Crenobia alpina*
  - * *Crenobia alpina anophthalma*
- Género *Phagocata*
  - *Phagocata vitta*
  - * *Phagocata (Atrioplana) racovitzai*

Familia DENDROCOELIDAE
- Género *Dendrocoelum*
  - ● *Dendrocoelum lacteum*
- Género *Dendrocoelopsis*
  - * *Dendrocoelopsis brementi*

CARACTERISTICAS DE LA DISTRIBUCION

Un somero examen de las figuras 2 y 3 revela que amplias zonas de la península están

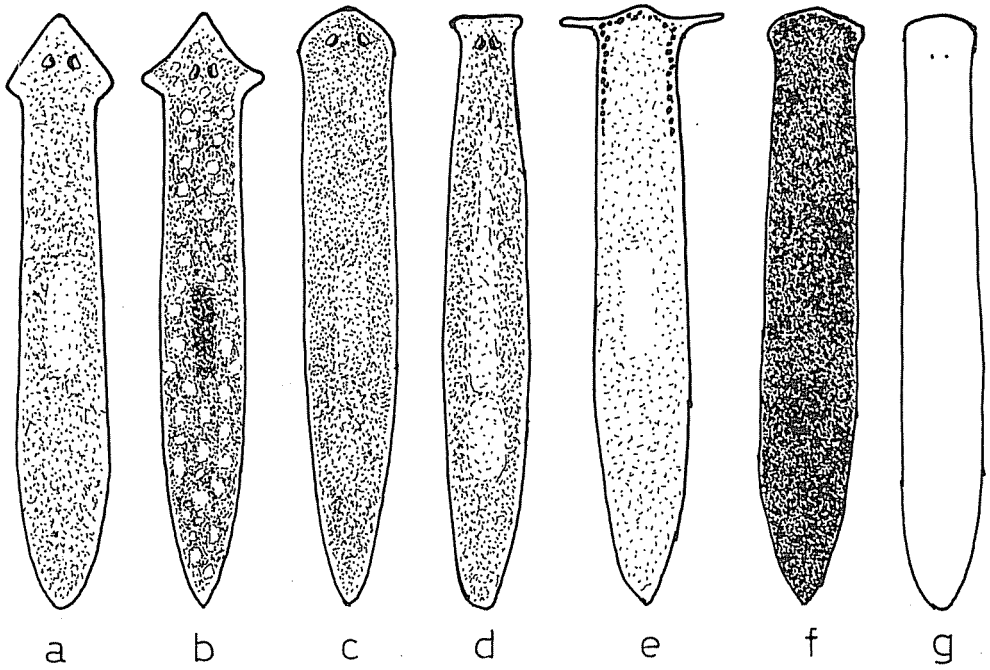


Fig. 1. Representación gráfica (vista dorsal) de las especies de planarias de aguas dulces presentes en España. Las especies están representadas a diferente escala. Para conocer la longitud típica, ver BAGUÑA *et al.*, (1981).

Fam. *Dugesiidae*

a *Dugesia (D) gonocephala*
Dugesia (D) iberica
Dugesia (D) sicula

b *Dugesia (G) tigrina*

c *Dugesia (S) polychroa*
Dugesia (S) mediterranea

Fam. *Planariidae*

d *Crenobia alpina*

e *Polycelis felina*

f *Polycelis nigra*

g *Phagocata vitta*

aún por estudiar. De aquí, que la distribución presentada haya de tomarse, hoy por hoy, como algo enteramente provisional. De toda manera, y a grandes rasgos, la distribución de las planarias epigeas en España muestra un patrón similar al patrón general europeo, con las especies estenotermas de aguas frías *(Crenobia alpina, Polycelis felina)* situadas en los lagos alpinos y tramos superiores de los ríos, las especies euritermas y menos reófilas en zonas intermedias *(Dugesia (D) gonocephala, Dugesia (G) tigrina)*, y finalmente las especies de aguas quietas o de tramos inferiores de los ríos y lagos costeros *(Dugesia (S) polychroa, Dugesia (S) mediterránea* y *Polycelis nigra)*. Sin embargo, existen ciertas peculiaridades en la distribución que merecen un comentario aparte.

De las 128 localidades descritas, 108 corresponden a tan solo 3 especies: *Dugesia (D) gonocephala, Dugesia (G) tigrina* y *Polycelis felina,* las tres, propias de hábitats más o menos reófilos. Por contra, las especies de aguas quietas (lagos, canales y tramos inferiores de los ríos) como *Dugesia (S) polychroa, Dugesia (S) lugubris, Dendrocoelum*

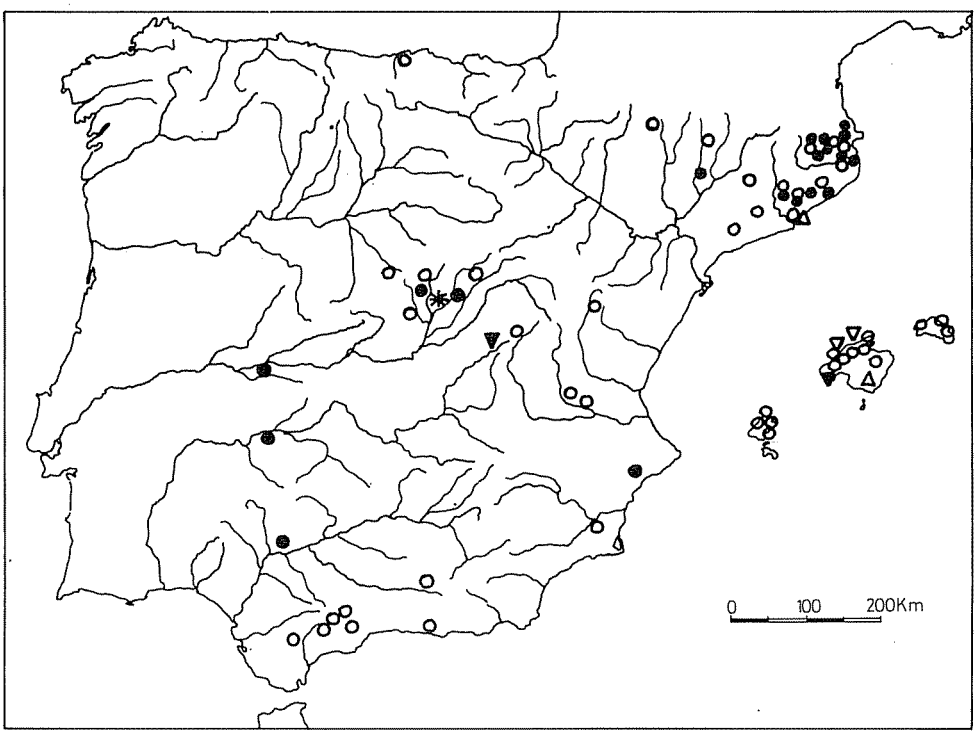


Fig. 2. Mapa de distribución de las distintas especies de planarias de aguas dulces de la familia *Dugesiidae* en España. (Se incluyen también las localidades mencionadas en la bibliografía).

○ *Dugesia (D) gonocephala*
Dugesia (D) iberica
Dugesia (D) sicula

● *Dugesia (G) tigrina*
* *Dugesia (S) polychroa*
△ *Dugesia (S) mediterranea*

lacteum, Polycelis nigra, Polycelis tenuis, y *Planaria torva* son muy poco abundantes o no han sido aún detectadas (caso de *Pl. torva, Polycelis tenuis,* y probablemente de *D. lacteum* y *Dugesia (S) lugubris).*

A nuestro entender, la explicación más verosímil de esta característica radica en la relativa escasez de lagos naturales (no alpinos), canales, y grandes ríos en la Península, hábitats donde predominan estas últimas especies, y en los que son dominantes en la mayoría de países europeos estudiados. De aquí, que sería muy interesante un estudio sistemático de los tríclados de aguas dulces en los escasos lagos naturales no alpinos de la península, así como un estudio de los numerosos pantanos existentes para establecer si han supuesto un nuevo hábitat para la expansión de estas especies.

DOMINIO HIPOGEO DE *Crenobia alpina*

Crenobia alpina es la especie europea propia de hábitats fríos más o menos reófilos (lagos alpinos, cabeceras de los ríos, y lagos de planicie en regiones septentrionales). En la mayoría de países europeos, especialmente los septentrionales, es relativamente abundante, compitiendo con *Polycelis felina* en determinados tramos de los ríos. En la península ibérica, su distribución es exigua

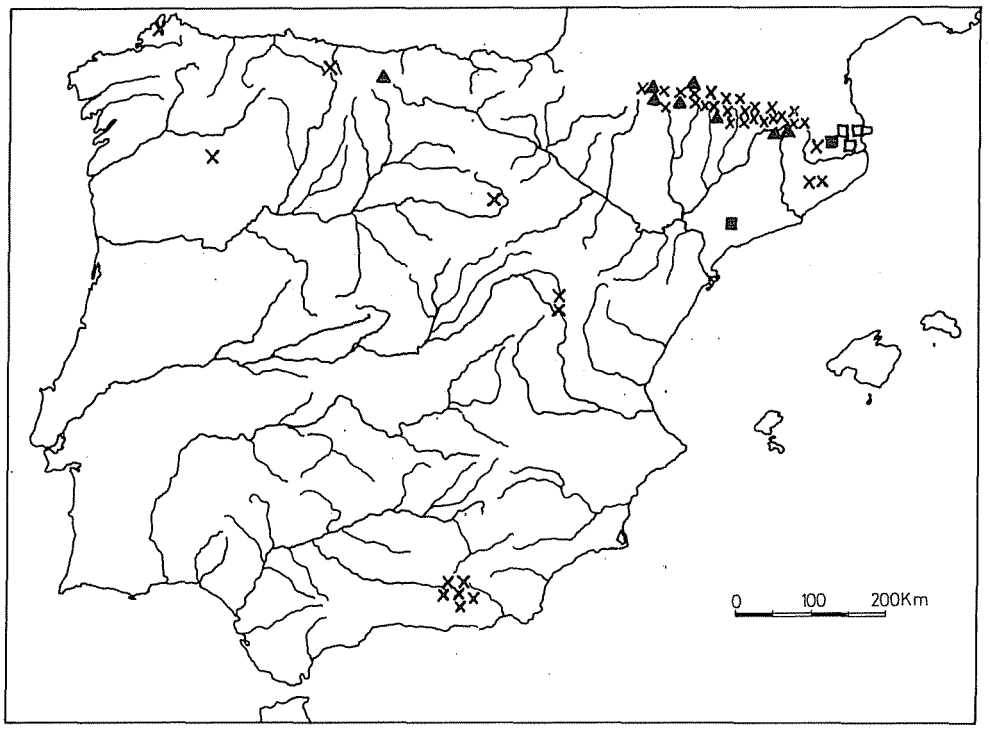


Fig. 3. Mapa de distribución de las distintas especies de planarias de aguas dulces de la familia *Planariidae* en España. (Se incluyen también las localidades mencionadas en las referencias bibliográficas).

▲ *Crenobia alpina* □ *Polycelis nigra* X *Polycelis felina* ■ *Phagocata vitta*

(8 localidades frente a las 43 de *Polycelis felina)* siendo más frecuente en aguas subterráneas, napas fluviales y fuentes que en hábitats claramente epigeos (lagos y ríos). En estos últimos, su presencia queda circunscrita a lagos y tramos fluviales por encima de los 2.000-2.200 mts, y aún en estas zonas compite a menudo con *Polycelis felina.*

Una posible explicación a este predominio hipogeo de *Crenobia alpina* en España radicaría en que esta especie, estenoterma y de aguas frías, tiene muy pocos hábitats epigeos en los que puede mantenerse sin competencia (principalmente de *Polycelis felina).* De aquí, que su distribución actual y la invasión del hábitat hipogeo sean el resultado de la regresión en la distribución de las especies alpinas desde la última glaciación. Es interesante señalar en este contexto que en Sierra Nevada y en alturas desde 2.200 a 2.800 mts, no se detecta *Crenobia alpina* siendo *Polycelis felina* la especie dominante.

La distribución disjunta de *Dugesia (S) mediterránea* y *Dugesia (D) sicula*

La distribución de *Dugesia (S) mediterránea,* circunscrita a una localidad de la península (Barcelona) y una localidad de las islas Baleares (Mallorca), junto a las conocidas ya anteriormente en las islas de Córcega, Cerdeña y Sicilia, plantean el problema de dar una explicación coherente a esta distribución tan disjunta. Un problema similar

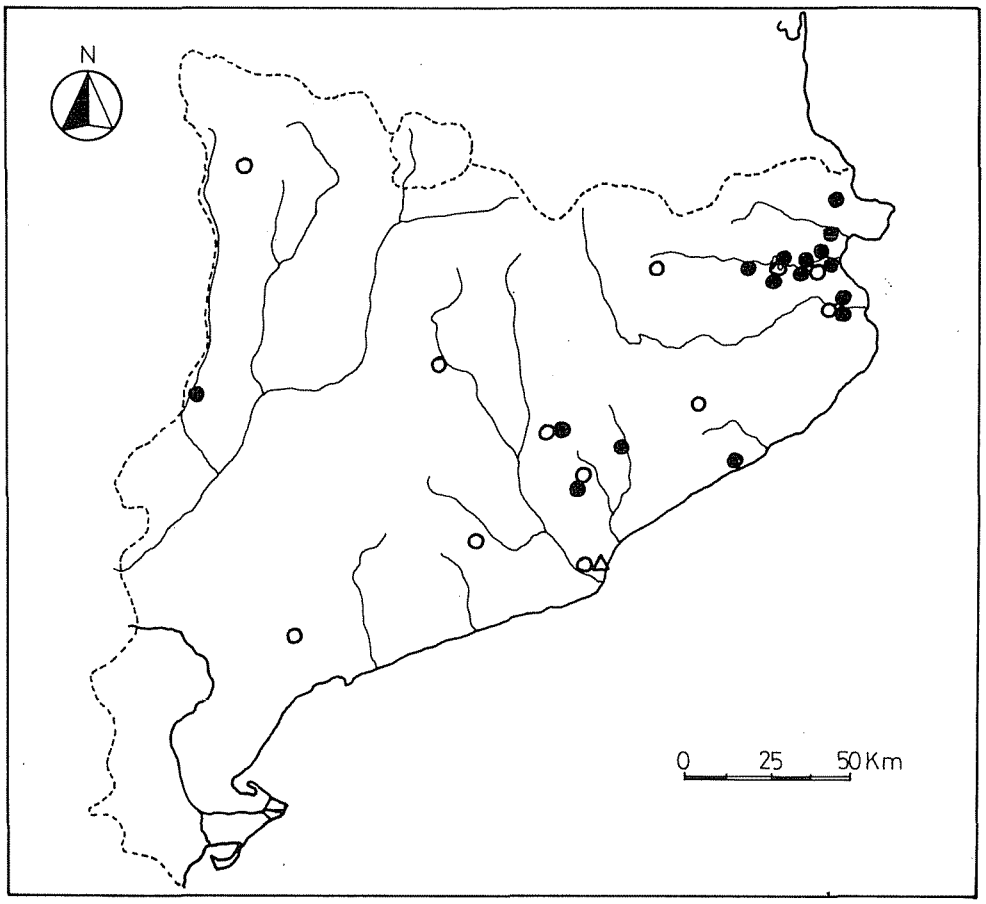


Fig. 4. Mapa de distribución de las distintas especies de planarias de aguas dulces de la familia *Dugesiidae* en Catalunya. (Se incluyen también las localidades mencionadas en la bibliografía).

▲ *Dugesia (D) gonocephala* ● *Dugesia (G) tigrina* △ *Dugesia (S) mediterranea*

se plantea con *Dugesia (D) sicula,* del grupo *"gonocephala",* hoy en día descrita en Sicilia, isla de Elba y Mallorca.

Aunque es posible imaginar diversas interpretaciones, la hipótesis más razonable sugiere que esta distribución notablemente disjunta sería el resultado de la fragmentación de una masa continental tirrénica (en la que originalmente se situaban estas poblaciones) y la subsiguiente rotación y migración de las microplacas resultantes en el Mediterráneo Occidental desde el Oligoceno al Plioceno (BAGUÑÀ *el. al.,* 1981). Esta hipótesis, aplicada por estos autores a *Dugesia (S) mediterránea,* podemos aplicarla asimismo a *Dugesia (D) sicula,* aunque serían necesarios estudios de cariología comparada (a poder ser empleando técnicas de bandeo de cromosomas premetafásicos) y estudios comparativos del patrón de proteínas estructurales y enzimas entre las diversas poblaciones para discernir claramente entre las diversas hipótesis propuestas.

AUSENCIA DE LAS ESPECIES DE LA FAMILIA PLANARIIDAE EN LAS ISLAS BALEARES

Aunque la distribución de los tríclados de agua dulce en las islas Baleares no ha estado

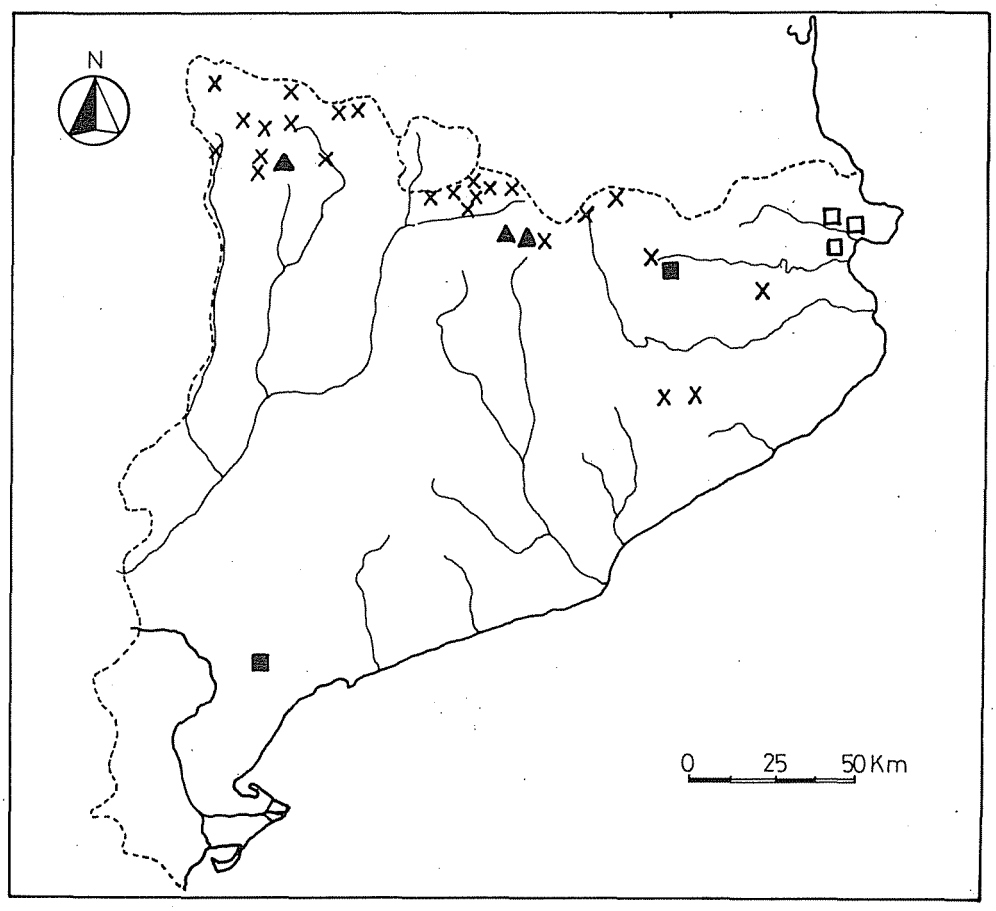


Fig. 5. Mapa de distribución de las distintas especies de planarias de aguas dulces de la familia *Planariidae* en Catalunya. (Se incluyen también las localidades mencionadas en la bibliografía).

▲ *Crenobia alpina* □ *Polycelis nigra* X *Polycelis felina* ■ *Phagocata vitta*

sujeta a un estudio en profundidad, en las más de 20 localidades estudiadas hoy en día no se han detectado especies de la familia *Planariidae.* Por contra, los representantes de la familia *Dugesiidae* son harto frecuentes. En principio, las islas Baleares (especialmente Mallorca) presentan hábitats que podrían acomodar a *Polycelis felina, Polycelis nigra* y *Planaria torva.*

Las razones de esta ausencia (que recordemos de nuevo como enteramente provisional hasta disponer de un estudio exhaustivo) pueden ser varias y han sido discutidas extensamente por BAGUÑÀ *et. al.*, (1981). Entre las hipótesis expuestas, estos autores sugieren como más verosímil que dado que la familia *Planariidae* es filogenéticamente más reciente que la familia *Dugesiidae,* el proceso de fragmentación y migración de microplacas habría sucedido en un período anterior a la constitución de esta familia. De todas maneras, explicaciones de otra índole, como son el carácter estacionalmente cálido de las islas que no favorecerían el ciclo vital de estas especies (especialmente de *Polycelis felina),* pueden haber jugado un papel deter-

minante. Sin embargo, la isla de Mallorca, al igual que alguna de las Tirrénicas (especialmente la de Córcega) presentan cadenas montañosas con ríos y riachuelos en que estas especies podrían estar perfectamente adaptadas.

Sobre la presencia de *Dugesia (D) gonocephala* en las Islas Canarias

En un reciente artículo, BENAZZI & DERI (1980) describen una población de *Dugesia (D) gonocephala* en San Nicolás (Gran Canaria). La presencia de esta especie en las islas Canarias plantea, al igual que en el caso de las islas Baleares y las Islas tirrénicas, la modalidad de su poblamiento. Es sabido que las planarias de aguas dulces son organismos frágiles, carentes de huevos o estadios embrionarios resistentes, lo que dificulta grandemente su dispersión a través de los agentes dispersivos clásicos (aves, viento, corrientes, etc,...). De aquí que diversos autores consideran a estos organismos como buenos indicadores paleogeográficos (BALL, 1974), y que los estudios más recientes de biogeografía de este grupo expliquen los patrones de distribucion en términos de deriva continental y fragmentación y migración de microplacas (BALL, 1977b; BAGUÑÀ *et. al.*, 1981). Sin embargo, se conocen casos fehacientes de introducción de especies debido a la actividad humana. Este fenómeno, que algunos autores (REYNOLDSON, com. pers) consideran cada vez más frecuente, podría explicar así mismo el poblamiento insular de determinadas especies de aguas dulces.

En el caso concreto de *Dugesia (D) gonocephala* en Gran Canaria, hemos de señalar que un punto crucial: el origen geológico de las islas es aún foco de intenso debate. Para algunos autores, su origen es claramente volcánico. Si así fuera, el poblamiento a través del hombre u otro agente externo (?) sería la única alternativa viable. Por contra, otros autores sugieren que su origen es el resultado (al menos parcial) de la fragmentación de la placa norteafricana. Si así fuera, la hipótesis de una dispersión por fragmentación y migración de microplacas, similarmente a lo propuesto para el poblamiento tirrénico, sería harto coherente, aunque no pudiera descartarse una reciente introducción humana.

Dado que ambas interpretaciones son factibles, tan solo un estudio detallado del cariotipo y del patrón proteíco de poblaciones insulares y continentales (*Dugesia (D) gonocephala* está presente en el Norte de Africa) podría discriminar entre ambas hipótesis.

PERSPECTIVAS DE LOS ESTUDIOS BIOGEOGRAFICOS

EL PROGRAMA IDEAL

El adecuado conocimiento de la biogeografía de planarias de aguas dulces en España requiere en primer lugar un esfuerzo intensivo en completar el mapa de distribución de especies, especialmente en aquellas zonas (muy amplias todavía) de las que carecemos aún de datos.

Junto a este esfuerzo prospector, es necesario definir con precisión y distinguir adecuadamente las especies verdaderas de las meras variantes morfológicas o cariológicas (biotipos). Ello requiere estudios extensivos y continuados de morfología (especialmente del aparato reproductor), cariología, y muy especialmente de los patrones de proteínas estructurales y enzimáticas. Este tipo de estudios son a menudo insuficientemente atendidos por taxónomos y ecólogos.

Alcanzado este estadio de conocimientos es cuando podemos tratar de establecer una filogenia coherente del grupo. Esta filogenia, junto a los datos tectónicos y climáticos del área de interés han de conducir a formular una hipótesis coherente sobre la historia biogeográfica de este grupo de organismos en la península ibérica.

No es preciso señalar que estamos aún muy lejos de poder emprender un programa de este tipo. En el ínterin, y sin olvidar este ambicioso objetivo, es preciso atender problemas a la vez más asequibles y reales, de los que entresacamos; los de diagnosis

taxonómica, las rutas de dispersión y los de competencia.

PROBLEMAS DE DIAGNOSTICO TAXONOMICO

Existen en planarias de aguas dulces tres ejemplos paradigmáticos que instruyen muy adecuadamente sobre la necesidad de abordar en toda su extensión estudios cariológicos y de anatomía comparada del aparato reproductor para llegar a un buen diagnóstico. Un primer ejemplo lo constituyen las especies del denominado "grupo *lugubris*" estudiadas por BENAZZI y su escuela (BENAZZI & BENAZZI-LENTATI, 1976). Estas especies, de aspecto externo muy similar, comprenden hoy en día 9 biotipos distintos que se agrupan en 5 posibles especies (3 de ellas ya definidas: *Dugesia (S) polychroa, Dugesia (S) lugubris,* y *Dugesia (S) mediterránea)* distinguibles únicamente a nivel cariológico. Otro ejemplo lo constituyen las especies del denominado "grupo *gonocephala*" estudiado también por BENAZZI y otros autores (BENAZZI & BENAZZI-LENTATI, 1976; DE VRIES & BALL, 1980). Estas especies tienen asimismo un aspecto externo muy similar, y sólo un estudio a fondo de su aparato reproductor y de su cariotipo ha permitido detectar más de 12 biotipos que podemos agrupar hoy en día en 8 especies definidas. Un último ejemplo lo constituye la clásica distinción entre *Polycelis tenuis* y *Polycelis nigra,* de morfología externa muy similar, pero fácilmente distinguible por su cariotipo y la morfología del aparato reproductor.

Bajo esta perspectiva parece pues evidente que un estudio adecuado de la distribución de estos organismos ha de contemplar necesariamente un adecuado estudio de su cariotipo y un estudio comparado del aparato reproductor en cada una de las poblaciones sujeto de estudio.

LAS RUTAS DE DISPERSION

Otro aspecto biogeográfico de interés, y prácticamente negligido en planarias, son las posibles rutas de dispersión de estos organismos en aguas continentales. Un ejemplo reciente de introducción y expansión de una especie americana en Europa puede servir de ejemplo. En 1925 se detectan en Alemania ejemplares de la especie americana *Dugesia (G) tigrina,* muy probablemente introducida a través del comercio de plantas acuáticas y acuarios. En 1946 se detecta su presencia en los alrededores de París, en 1966 en Provenza y Aquitania, y a principios de 1970 en ríos del norte de Girona (España). Con posterioridad, se ha detectado en numerosas localidades de la península.

Aunque puede especularse que la actividad humana ha jugado un papel importante en la facilidad de dispersión, el hecho de que hayan pasado de una cuenca fluvial a otra con suma rapidez sugiere hipótesis alternas de dispersión. En este contexto, la más verosímil sería una dispersión a través de las capas freáticas que conectan las cuencas fluviales entre sí. La presencia temporal de especies epigeas en hábitats hipogeos (caso de *Crenobia alpina, Polycelis felina, Phagocatta vitta,...)* sugiere esta ruta de dispersión como factible. El uso de esta ruta sería más adecuado para aquellas especies más o menos reófilas, que sean estenotermas de aguas frías, o euritermas, y con tasas de decrecimiento lentas. En este contexto, especies como *Polycelis felina, Dugesia (G) tigrina* y *Dugesia (D) gonocephala* parecen las más adecuadas.

COMPETENCIA INTERESPECIFICA Y DESPLAZAMIENTO DE ESPECIES

Aparte de factores climáticos y tectónicos que han influido en el patrón general de distribución de especies de tríclados, otros factores, como la competencia por el alimento, la adaptación (mayor o menor tasa de crecimiento y decrecimiento) a las fluctuaciones de temperatura, la velocidad de la corriente en los cursos de agua y las estrategias reproductivas, han tenido un papel importante para explicar aspectos más circunscritos como es la ausencia o la presencia de una determinada especie o el patrón

espacial de su distribución (BALL & REYNOLDSON, 1981).

De estos factores, la competencia interespecífica por el alimento parece determinar la diversidad de especies, la abundancia de cada una de ellas, y la dinámica temporal de su población. El hecho de que varias especies puedan coexistir en determinados lagos de productividad mediana o alta, permite suponer (tal como así sucede) que cada especie de planarias consume con preferencia determinado tipo de presas ("refugio alimenticio" *sensu* Reynoldson), y que sólo en hábitats poco productivos o en determinadas condiciones ambientales (escasez estacional de alimento, explosión poblacional, polución...) una especie predomina sobre las demás (Ver BALL & REYNOLDSON, 1981, para referencias bibliográficas)

Los estudios de esta índole en España son inexistentes, y dado que no existen ni lagos ni cursos de agua muy productivos donde puedan coexistir varias especies (en la realidad el número máximo de especies coexistentes ha sido de 2), hemos de convenir que este tipo de estudios es harto problemático. A nuestro juicio, sería necesario en primer lugar, y como tema preliminar, estudiar la dinámica poblacional de cada especie. Más adelante, y como ejemplo de competencia interespecífica sería muy interesante estudiar el impacto que la introducción y extensión de la especie inmigrante *Dugesia (G) tigrina* ha tenido, tiene y tendrá en la distribución de la especie autóctona de hábitat similar: *Dugesia (D) gonocephala.* Ambas especies son asexuadas, tienen preferencias alimentarias similares, y son ligeramente reófilas. Observaciones en distintas localidades donde coexisten ambas sugieren el lento desplazamiento de *Dugesia (D) gonocephala* por *Dugesia (G) tigrina,* especialmente en aquellos tramos más polucionados y donde la temperatura alcanza valores más altos estacionales. Sin embargo, antes de llegar a la conclusión de que *Dugesia (G) tigrina* está desplazando a la especie autóctona, es necesario realizar un estudio cuantitativo de este fenómeno.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar a todas aquellas personas que nos han suministrado material de distintas localidades de la península; muy especialmente las aportaciones de diversos miembros del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona. La información bibliográfica suministrada por los Dres. I. García-Mas y J.M. Jiménez del Departamento de Zoología de la Universidad Complutense de Madrid nos fue muy útil. Finalmente, nuestra más viva gratitud al Profesor Roman Kenk del National Museum of Natural History (Smithsonian Institution, Washington) por la valiosísima información sobre citas antiguas y actuales de planarias en la península y Norte de Africa.

BIBLIOGRAFIA

ALVAREZ, J. & SELVA, D. 1968. Observaciones sobre invertebrados dulciacuícolas de los alrededores de Madrid. *Bol. Real. Soc. española Hist. nat.* 65: 171-197.

ARDNT, W. 1926. Spongilliden und Turbellarien, aus dem nördlichen und östlichen Spanien, gesammelt von Dr. F. Hass in den Jahren 1914-1919. *Seckenbergiana* 8 (1): 22-30.

BAGUÑÀ, J.; SALÓ, E. & ROMERO, R. 1980. Les planàries d'aigües dolces a Catalunya i les illes Balears. I. Clau sistemàtica i distribució geogràfica. *Bull. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45: 15-30.

BAGUÑÀ, J.; SALÓ, E. & ROMERO, R. 1981. Microdispersió i especiació de planàries d'aigües dolces a la Mediterrània Occidental: el paper de la fragmentació i la migració de microplaques.

Treb. Ins. Cat. Hist. Nat. 9: 23-38.
BALL, I.R. 1969. An annotated checklist of the freshwater Tricladida of the Neartic and Neotropical regions. *Canc. J. Zool.* 47: 59-64.
1970. Freshwater Triclads (Turbellaria, Tricladida) from the Oriental region. *Zool. J. Linn. Soc.*, 49: 271-294.
1971. Systematics and biogeographical relationships of some *Dugesia* species (Tricladida, Paludicola) from Central and South America. *Am. Mus. Novit.*, 2.472: 1-25.
1974. A contribution to the phylogeny and biogeography of the freshwater triclads (Platyhelminthes: Turbellaria). In: *Biology of the Turbellaria* (N.W. RISER & M.P. MORSE, eds.). Libbie H. Hyman Memorial Volume. McGraw-Hill, New York, págs. 339-401.
1974c. A new genus and species of freshwater planarians from Australia (Platyhelminthes: Turbellaria). *J. Zool. Lond.* 174: 149-158.
1977b. On the phylogenetic classification of aquatic planarians. *Acta. Zool. Fenn.* 154: 21-35.
BALL, I.R. & REYNOLDSON, T.B. 1981. *British Planarians.* Cambridge Univ. Press. Cambridge.
BEAUCHAMP, P. DE. 1932a. Bioespeológica, LVI (en realidad LXVIII): Turbellariés, Hirudinées, Branchiobdellidés. Deuxième Série. *Arch. Zool. exp. et. gen.* 73: 113-380.
BENAZZI, M. 1955a. Appunti sulla distribuzione del Tricladi in Italia. *Boll. Zool.* 22: 149-164.
BENAZZI, M. & BENAZZI-LENTATI, G. 1976. *Animal Cytogenetics. Vol. I. Platyhelminthes* págs. 1-182 (B. JOHN, ed.). Gebrüder Borntraeger, Berlín.
BENAZZI, M. & DERI, P. 1980. Histo-cytological study of the ex-fissiparous planarian testicles (Tricladida, Paludicola). *Monit. Zool. ital.* (N.S.) 14: 151-163.
BORDAS, M. 1921. La profase de reducción en la ovogénesis de *Dendrocoelum lacteum* Oersted. *Trab. Mus. nac. Cienc. nat.* (Madrid), Ser. Zool. 44: 101.
BORELLI, A. 1905. Sulla presenza della *Planaria alpina* e della *Polycelis cornuta* nei Pirenei. *Boll. Mus. Zool. e Anat. Comp. Univ. Torino,* 20: 483.
DAHM, A.G. & GOURBAULT, N. 1978. Tricladida et Temnocephalida (Turbellaria). In: *Limnofauna Europea* (J. ILLIES, ed.). 2nd ed. Gustav Fischer, Stuttgart.
GAMO, J. & GOURBAULT, N. 1981. Présence du Turbellarié néarctique *Dugesia tigrina* (Girard) en Espagne. *Bull. Mus. natn. Hist. nat. París.* 4e. sér., 3: 147-150.
GAMO, J. & RODRIGUEZ, F. 1981. *Dugesia gonocephala* (Turbellaria, Tricladida) nuevo hopedador para *Sieboldiellina planariarum* (Cilliata, Holotricha, Astomata). *Rev. Iber. Parasitol.* 41: 313-315.
GOURBAULT, N. 1971a. Turbellariés Triclades des eaux souterraines d'Europe occidentale: nouvelles données géonémiques. *Annal. de. Speleol.* 26: 181-188.
GOURBAULT, N. 1981. The karyotypes of *Dugesia* species from Spain (Turbellaria, Triciadida). *Hydrobiologia,* 84: 45-52.
GOURBAULT, N. & BENAZZI, M. 1979. Une nouvelle espèce ibérique du groupe *"Dugesia gonocephala"* (Turbellariés, Triclades). *Bull. Mus. natn. Hist. nat. París.* 4e sér. 1: 329-337.
HALLEZ, P. 1894b. *Catalogue des Rhabdocoelides, Triclades & Polyclades du Nord de la France.* 2e ed. Lille, 239 págs.
HARTOG, C. DEN 1962. De Nederlandese Platwormen (Tricladida). *Wet. Meded. K. ned. naturk. Veren.* 42: 1-40.
HOFFMANN, J.A. 1964b. Faune des Triclades Paludicoles du Gran-Duché de Luxembourg. *Arch. Inst. G. D. Luxemburg. Sect. Sci. nat. phys. mat.*, N. Sér. 30: 181-261.
KAWAKATSU, M. 1965. On the ecology and distribution of freshwater planarians in the Japanese islands, with special reference to their vertical distribution. *Hydrobiologia* 26: 349-408.
KENK, R. 1974. Index of the genera and species of the freshwater Triclads (Turbellaria) of the world. *Smith. Contr. Zool.* 183: 1-90.
1976. *Freshwater planarians (Turbellaria) of North America.* U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 81 págs.
LUTHER, A. 1961. Die Turbellarien Ostfennokandiens. II: Tricladida. *Fauna. fenn.* 11: 1-42.
MARGALEF, R. 1955. Contribución al estudio de la fauna de las aguas dulces del noroeste de España. *Publ. Inst. Biol. Aplic.* 21: 137-171.
MEYNELL, P.J. 1973. A hydrobiological survey of a small Spanish river grossly polluted by oil refinery and petrochemical wastes. *Freshwater. Biol.* 3: 503-520.
OTAMENDI, J.; AGUINAGALDE, A. & MOYA, J. 1977. Estudio del epitelio de la faringe de los Turbelarios Tricladidos. I. Microscopía electrónica de transmisión. *III Bienal. Real. Soc. Españ. Hist. Nat.*, Granada. Resumen.
PATTEE, E. & GOURBAULT, N. 1981. Turbelariés Triclades Paludicoles (Planaires d'eau douce). *Bull. mens. Soc. linn. Lyon.* 50: 279-304.
REYNOLDSON, T.B. 1967. A key to the British species of freshwater Triclads. *Freshwater. biol. Ass., Sci. Publ.* 23: 1-38.
STANKOVIC, C. 1960. *The Balkan Lake Ohrid and its living world.* Den Haag: Dr. W. Junk. 357 págs.
VANDEL, A. 1951. Sur la présence de la planaire *Polycelis felina* (Dalyell) (= *cornuta* Johnson) dans la Sierra Nevada (Espagne). *Bull. Soc. Zool. France.* LXXVI, 5-6: 333-335.
VRIES, E.J. DE & BALL, I.R. 1980. On *Dugesia gonocephala* from Western Europe. *Bijdr. Dierk.* 50: 342-350.

YOUNG, J.O. 1976. The freshwater Turbellaria of the African Continent. *Zool. Anz.*, Jena 516: 419-432.
ZABUSOVA, Z.I. 1970. Rasselenie Planaric po sovetskomu soinzu (Distribution of planarians in the Soviet Union). In: *Voprosy evoliutsionnoi morfologii i biotsenologii.* Kazanskii Universitet, Kazan, págs. 164-172.

APENDICE

Lista de localidades en España (hasta 31.12.1982) en las que se han encontrado turbelarios de agua dulce. Para cada especie se indica la localización en tres zonas diferentes de España agrupadas por la intensidad de muestreo, cuando se omite alguna de estas zonas en una especie es que no existen citas por el momento. Además de la localización aproximada se da, para cada cita, la provincia y la fecha de captura o en su defecto la referencia bibliográfica a la que se ha acudido.

Familia DUGESIIDAE
Género *Dugesia*
Subgénero *Dugesia*
Dugesia (D) gonocephala

CATALUNYA		
- BAGUNYÀ et al. 1980	9 localidades	
- río abajoe, embalse de Sta Fe	Bacelona	19/9/80
- riera de Mura	Barcelona	15/3/82
- rio Negre	Lleida	23/2/81
BALEARS		
- BAGUNYÀ et al. 1980	10 localidades	
- Font de Can Salas, Pollença	Mallorca	GOURBAULT 1981
- Font d'Es Cubells	Eivissa	31/12/82
- Font de Can Grau	Eivissa	31/12/82
- Pou de Can Plana	Eivissa	31/12/82
RESTO DE ESPAÑA		
- río Guadalete, Algodonales	Cádiz	GOURBAULT 1981
- fuente de Deifontes	Granada	GOURBAULT & BENAZZI 1979
- río Guadalfeo, Velez de Benandalla	Granada	GOURBAULT 1981
- San Nicolás	Gran Canaria	BENAZZI & DERI 1980
- río Aliendre	Guadalajara	GAMO & RODRIGUEZ 1981
- Río Altos de Roldán	Huesca	15/4/77
- río Aceña	Madrid	21/12/79
- río Cofío (cerca de Valdemaqueda)	Madrid	26/1/80
- río Turón (El Burgo, Ronda)	Málaga	GOURBAULT 1981
- río Guadalhorce, Alora	Málaga	GOURBAULT 1981
- río Guadalhorce	Málaga	BENAZZI & deri 1980
- río Salia, La Viñuela	Málaga	GOURBAULT 1981
- riachuelo cerca de Abanilla	Murcia	24/4/76
- río Pas, cerca de Barcenilla	Santander	10/9/82
- afluente del Eresma, Trescasas	Segovia	GOURBAULT & BENAZZI 1979

- río Rambla del Mal Burgo, Fortunate	Teruel	GOURBAULT & BENAZZI 1979
- río Cabriel (lím. província Cuenca)	Valencia	5/10/79
- Fuencaliente, Requena	Valencia	5/10/79
Dugesia (D) sicula		
BALEARS		
- BAGUNYA et al. 1980	2 localidades	
Dugesia (D) iberica		
BALEARS		
- Font de la "coca dels estudiants"	Mallorca	GOURBAULT & BENAZZI 1979
RESTO DE ESPAÑA		
- río Júcar, Villalba de la Sierra	Cuenca	GOURBAULT & BENAZZI 1979
Subgénero *Girardia*		
Dugesia (G) tigrina		
CATALUNYA		
- BAGUNYA et al. 1980	11 localidades	
- Torrent de Santa Fè, Gualba de Baix	Barcelona	6/7/81
- Riera de Mura, afl. del Lobregat	Barcelona	15/3/82
- río Ortina, cerca de Vilajuiga	Girona	18/9/82
- río Muga, Castelló d'Empúries	Girona	18/9/82
- embalse de Sta Anna	Lleida	20/6/75
RESTO DE ESPAÑA		
- embalse de Amadorio	Alicante	1975
- embalse de Orellana	Badajoz	1975
- embalse de Arrocampo	Cáceres	1975
- embalse de Retortillo	Córdoba	1975
- embalse de Santillana	Madrid	1975
- río Henares, cerca de Azuqueca de H.	Madrid	GAMO & GOURBAULT 1981
Familia PLANARIIDAE		
Género *Crenobia*		
Crenobia alpina		
CATALUNYA		
- BAGUNYA et al. 1980	1 localidad	
- Torrent de la Fou de Bor	Lleida	13/8/81
- Torrent de l'Ingla de Coll de Pendís	Lleida	13/8/81
RESTO DE ESPAÑA		
- río Ara (2.200 m)	Huesca	RORELLI 1905
- sima Ibón Izagra, Aisa	Huesca	13/7/80
- Napazal, Aisa	Huesca	6/8/80
- rincón de Alano, Ansó	Huesca	11/8/80
- Monterón nº2 del Hoyo Salzoso, San Pedro de Soba	Santander	20/5/79

Género *Polycelis*

Polycelis felina

CATALUÑA

- BAGUNYA et al. 1980	19 localidades	
- Torrent de Sta Fè del Montseny	Barcelona	6/7/81
- río Tartres de Guils, Malniu	Girona	21/8/82
- río Vadarrós, Vall D'Aran	Lleida	11/4/82
- río Escrita, cerca de Espot	Lleida	10/8/82
- río de la Llosa, cerca de Martinet	Lleida	11/8/82
- río de la Llosa, cerca de Coborriu	Lleida	29/8/82

RESTO DE ESPAÑA

- río Trubia, cerca de Bárzana	Asturias	30/7/81
- fuente, San Andrés de Teixido	La Coruña	28/7/81
- fuentes del río Cuervo (afl. del Tajo), cerca de Tragacete	Cuenca	COURBAULT 1981
- fuente, cara N del Puerto del Lobo (Sierra Nevada)	Granada	VANDEL 1951
- riachuelo, ladera del Pico de S. Juan (Sierra Nevada)	Granada	VANDEL 1951
- riachuelo en el collado de Trevelez (Sierra Nevada)	Granada	VANDEL 1951
- fuente, loma del Mulhacén	Granada	VANDEL 1951
- riachuelo, valle alto del Trevelez	Granada	VANDEL 1951
- río Frío	Granada	GOURBAULT 1981
- arroyo de las Truchas (afl. río Cabrillas). cerca de Checa	Guadalajara	24/5/80
- Baños de Benasque	Huesca	ARDNT 1926
- cueva del Veral, Ansó	Huesca	10/8/71
- río Aragón, 1 Km de Jaca	Huesca	14/8/72
- río Esera, cerca de Sahún	Huesca	22/7/79
- río Aguas Limpias, Sallent de Gallego	Huesca	8/2/81
- lago Batiselles, valle de Astós	Huesca	11/8/82
- fuentes del río Lobos (afl. del Duero), cerca de Burgo de Osma	Soria	GOURBAULT 1981
- arroyo cerca de la laguna Suelta, Sierra Secundera	Zamora	MARGALEF 1955

Polycelis nigra

CATALUNYA

- BAGUNYA et al. 1980	1 localidad	
- rio Muga, Perelada - Vilabertran	Girona	30/7/80
- rec Sirvent, cerca de Riumort	Girona	5/9/82

Género *Phagocata*

Phagocata vitta

CATALUÑA

- BAGUNYA et al. 1980	2 localidades

NOTA DEL EDITOR:

Además de los trabajos que se publican en el presente volumen, se presentaron y fueron leídos en el mismo otros 16 trabajos cuyos resúmenes figuran a continuación.

Caracterización físico-química y biológica del lodo en suspensión de las cubetas del lago de Banyoles (Girona)

Carlos Abellá

Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias e Instituto de Biología Fundamental. Universidad Autónoma de Barcelona.

RESUMEN

Uno de los elementos limnológicos más originales del lago de Banyoles es la existencia en su fondo de una serie de cubetas con lodos finos en suspensión. La presencia de estos materiales margosos determina en parte la dinámica de la columna de agua libre de lodos. La potencia de estos lodos es variable, desde 18 m. en la cubeta IV hasta 100 m. en la III. También su densidad varía de una cubeta a otra en función del flujo de agua freática ascendente, pero no varía apenas en profundidad a excepción de períodos de sequía prolongados que provocan una fuerte sedimentación.

La importancia biológica de este tipo de sedimento se basa en (a) su gran capacidad de absorción de materia orgánica (> 1 mg. proteína/g peso seco) y en concreto de pigmentos (carotenoides) procedentes, por sedimentación, de la columna de agua, y de microorganismos (> 10^6 cél/ml) y (b) en el flujo ascendente de agua freática que, aunque débil, determina condiciones microaerofílicas (2 mg/l. de oxígeno), y permite, además, el equilibrio de las partículas en suspensión dinámica y la formación de interfases detectables por ecosondación.

Las aguas intersticiales poseen una elevada concentración de sulfatos (15 mmol/l) y por lo tanto alta conductividad. En este estudio se han analizado también la actividad deshidrogenásica bacteriana, el contenido de ATP y en algunas cubetas la actividad y número de las bacterias reductoras de sulfato.

Estudio del impacto causado por una central térmica en el río Carrión y su incidencia en el estado ecosanitario del recurso agua

Carmen Casado[1], Ana María Elvira[1], José Ignacio Elorrieta[2] y Rafael Tortajada[2]

1 Dpto. Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid. Madrid-3.
2 Subdirección General de Sanidad Ambiental. M° Trabajo, Sanidad y S.S. P° del Prado, 18. Madrid-14.

RESUMEN

La evaluación de la intensidad y alcance del impacto causado por los focos de contaminación (vertidos urbanos e industriales, central térmica,...) de la cuenca del río Carrión en su tramo alto, se han enfocado desde dos aspectos distintos:

– El aspecto análitico, con el exámen autoecológico de los grupos faunísticos de macroinvertebrados bentónicos más significativamente representados.

– El aspecto sintético de caracterización de la calidad del medio, mediante el cálculo de un índice de diversidad y dos índices bióticos, apoyados en algunas determinaciones físico-químicas que permiten definir diferentes zonas de calidad.

Perfil microbiano del río Manzanares

M. Cazorla y J.A. Arroyo Merino

Departamento de Microbiología. Facultad de Biología. Universidad Complutense. Madrid.

RESUMEN

Se ha estudiado la distribución de estirpes aerobias y anaerobias facultativas a lo largo del curso del río Manzanares, tomándose como puntos de referencia los núcleos urbanos sitos a lo largo del río. Las muestras se han tomado en superficie durante la época de verano, según los métodos propuestos por SCHWOERBEL (1975).

Se ha procedido al recuento, aislamiento e identificación siguiendo los métodos de E.E. Geldreich 1975; y Bergey's 8th. El recuento de Unid. fom. col. aportó valores entre 10^2 Ufc/ml y 10^6 Ufc/ml. La presencia de coliformes oscilaba desde: ausencia hasta 2.10^6 Ucf/ml.

La identificación de estirpes bacterianas aportó los siguientes resultados; número de cepas identificadas.

35. Géneros predominantes: *E. coli; P. aeruginosa; N. gonorrhoeae; S. faecium; S. faecalis; E. cloacae; E. aerogenes; S. marcescens.* En las estaciones de muestreo se ha observado que el conjunto de estirpes bacterianas está dominado por aquéllas que son específicas del medio acuático; y por una microflora inespecífica superpuesta favorecida por la presencia de residuos fecales que son vertidos directamente al medio.

Valor de musgos y macrofitas acuáticas como indicadores sanitarios

J. I. Elorrieta[1], R. Tortajada[1], A.M. Elvira Palacio[2] y C. Casado[2]

1. Subdirección General de Sanidad Ambiental. M° de Trabajo, Sanidad y S.S. Paseo del Prado, 18. Madrid-14.
2. Dept. Ecología. Facultad Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid. Madrid-3.

RESUMEN

El presente trabajo intenta revisar la validez y seleccionar en base a su peculiar ecología, algunos musgos y macrófitas presentes en el complejo sistema formado por los ríos Sorbe y Henares, como indicadores sanitarios de calidad del agua.

La vegetación lacustre de cubetas silíceas en la cordillera cántabro-astur

Carmen Fernández Bernaldo de Quirós

Dpto. de Zoología y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Oviedo.

RESUMEN

Varias asociaciones pertenecientes a *Littorellion* han sido señaladas en la Península Ibérica, entre ellas la *Sparganieto-Callitrichetum fontqueri* (Riv. –Goday & Riv.– Mart., 1958) de la Laguna de Arbas en la Cordillera Cantábrica. Con el objeto de contribuir al conocimiento de tales comunidades y de su regresión, indicamos la vegetación, en mapas correspondientes, de 17 lagunas y charcas de la Cordillera Cántabro-Astur y estribaciones en las que se hallan presentes *Isoetes asturicense* y/o *Sparganium angustifolium*, considerando algunos de los factores ecológicos en relación con su distribución lacustre y geográfica en Asturias. Además de los macrófitos mencionados, en tales cubetas encontramos *Ranunculus peltatus, Juncus bulbosus, Fontinalis antipyretica, Alopecurus aequalis, Callitriche hamulata, Callitriche palustris* (se distribuye discontinuamente desde los Picos de Europa hasta Leitariegos, Laguna de Arbas), *Batrachospermum* sp., *Potamogeton natans, Potamogeton pusillus, Carex rostrata, Carex vesicaria, Caltha palustris, Glyceria fluitans, Lythrum portula.* En la zona eulitoral desecada durante el verano es bastante común *Spergularia capillacea* y, más rara vez, se instala en ella *Herniaria glabra, Juncus bufonius, Polygonum aviculare* o *Filaginella uliginosa.* Céspedes higroturbosos de *Carex nigra* cubren la zona supralitoral de las cubetas aquí consideradas, en los que está ausente *Juncus filiformis* por lo que es de destacar la presencia de este taxon dentro de la cubeta de las Lagunas de Fasgueo, en el occidente de la Cordillera, asociado con *Carex nigra* y *Viola palustris,* como ocurre en los Pirineos.

Catálogo de turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica y Baleares

I. García Mas y J. M. Jiménez

Dto. de Zoología. Fac. de Biología. Univ. Complutense. Madrid.

RESUMEN

Se presenta un inventario de citas de Turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica y Baleares, con mapas de distribución. Para su ordenación y nomenclatura se han seguido los criterios de KENK (1974), LUTHER (1960, 1962, 1963), y KARLING (1963).

Las especies citadas hasta la fecha son las siguientes: O. CATENULIDA. – FAM. CATENULIDAE: *Catenula lemnae* Dug.; FAM. STENOSTOMIDAE: *Stenostomum arevaloi* Gieys., *S. leucops* (Dug.), *S. unicolor* Schm., *Xenostenostomum microstomoides* Reis.

O. MACROSTOMIDA. – FAM. MACROSTOMIDAE: *Macrostomum hystricinum* Bekl., *Promacrostomum gieysztori* (Ferg.).

O. LECITHOEPITHELIATA. – FAM. PRORHYNCHIDAE: *Prorhynchus stagnalis* Sch.

O. NEORHABDOCOELA. – FAM. DALYELLIIDAE: *Gieysztoria beltrani* (Gieys.), *G. cuspidata* (Schm.), *G. rubra intermedia* (Gieys.), *Microdalyellia fusca* (Fuhrm.); FAM. TYPHLOPLANIDAE: *Bothromesostoma personatum* (Schm.), *Castrada sphagnetorum* Luth., *Lutheria moroderi* (Gieys.), *Mesostoma ehrenbergi* (Focke).,*Mesostoma lingua* (Abildg.), *M. productum* (Schm.), *Typhloplana viridata* (Abildg.), *Gyratrix hermaphroditus* Ehrbg.

O. TRICLADIDA. – FAM. DUGESIIDAE: *Dugesia gonocephala* (Dug.), *D. iberica* Gourb. *et al.*, *D. lugubris* (Schm.), *D. mediterranea* Benazzi *et al.*, *D. polychroa* (Schm.), *D. sicula* Lep., *D. tigrina* (Gir,); FAM. PLANARIIDAE: *Polycelis felina* (Dalyell), *P. felina borelli* Vand., *P. nigra* (Mull.), *Crenobia alpina* (Dana), *C. alpina anophthalma* (Mraz.), *Phagocata vitta* (Dug.), *Atrioplanaria racovitzai* (Beauch.); FAM. DENDROCOELIDAE: *Dendrocoelopsis brementi* (Beauch.), *Dendrocoelum lacteum* (Mull.).

(Véase en este mismo volumen el trabajo de BAGUÑA *et al)*

Estudio sistemático y de distribución del género *Ephemerella* (Ephemeroptera) en la cuenca del Duero

Marta González del Tánago y Diego García de Jalón

Departamento de Zoología y Entomología, Escuela de Ingenieros de Montes, Ciudad Universitaria, Madrid – 3.

RESUMEN

Del género *Ephemerella* se conocen en la península Ibérica tres especies: *E. ignita*, de amplia distribución en toda la región paleártica, *E. hispanica* y *E. iberica*, estas últimas endémicas de la península y encontradas hasta ahora únicamente en Portugal.

En la cuenca del Duero, en la región española, hemos recolectado las tres especies citadas, siendo la más abundante *E. ignita*, que aparece en numerosas localidades de la cuenca, seguida de *E. hispanica*, que se encuentra conviviendo con ésta en algunas regiones, y finalmente, *E. iberica*, que sólo ha sido encontrada en la parte alta del río Tera, cerca del Lago de Sanabria (Zamora).

Un cuarto tipo del género *Ephemerella* ha sido hallado precisamente en este mismo tramo del Tera, el cuál se parece a la especie *E. ignita* pero muestra con ella algunas diferencias bastante marcadas, lo que nos hace suponer que se trata de una nueva especie para la que proponemos el nombre de *paradini*. Además del estudio de distribución de dichas especies en la cuenca del Duero, se ha realizado la descripción del nuevo tipo y una clave sencilla para la identificación de las efemerelas ibéricas.

Estudios sobre ecosistemas microbianos en las masas de agua de la zona cárstica de Banyoles

Ricardo Guerrero

Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias e Instituto de Biología Fundamental. Universidad Autónoma de Barcelona.

RESUMEN

Desde hace años, existe un gran interés por el estudio de la microbiología de las masas de agua con diferente nivel trófico. Sin embargo, este interés se ha concentrado más bien en los requerimientos de la salud pública, dejando otras áreas menos exploradas, sobre todo las referentes a la estructura y dinámica de las comunidades microbianas y a las relaciones de los microorganismos con los parámetros físico-químicos del hábitat.

Una comunidad de microorganismos tiene elevada capacidad para adaptarse a los cambios progresivos de las condiciones ambientales, con una gran variación de la diversidad interna. No obstante, como la composición específica es bastante constante, pueden ocurrir cambios intrapoblacionales en la frecuencia relativa de cada una de las especies integrantes, y, como consecuencia, en el resultado global de los procesos metabólicos y de las transformaciones químicas producto de la actividad de las poblaciones.

Los primeros estudios sobre microbiología básica en el lago de Banyoles empezaron en el verano de 1970 y consistieron en el intento de aislar bacteriófagos específicos de diferentes enterobacterias. Los resultados fueron positivos en la laguna de Vilar y negativos en el lago principal, lo cual concordaba con el diferente nivel trófico de las dos masas de agua.

Desde 1971 hasta 1976 el trabajo se dedicó al estudio comparado de las poblaciones bacterianas heterotróficas de la laguna de Vilar y del lago de Banyoles (Cubeta I). Los resultados mostraron una composición específica bastante similar, pero diferencias notables en la concentración absoluta y relativa según el medio fuera más rico (Vilar) o más pobres (Banyoles) en nutrientes. Pudo observarse que la distribución y versatilidad metabólica de las especies estaba en correspondencia con el grado de eutrofia del medio: las bacterias de Vilar tenían menos versatilidad en cuanto a utilización de sustratos que las de Banyoles.

El descubrimiento, en diciembre de 1976, de una abundante comunidad permanente de bacterias fotosintéticas en la cubeta III de Banyoles, debida a la

abundancia de sulfhídrico en el fondo y a las condiciones de meromixis, abrió un nuevo campo de estudio dedicado a la dinámica de las poblaciones bacterianas fotosintéticas (CHLOROBIACEAE y CHROMATIACEAE), que se ha ido completando en años sucesivos. Este estudio ha sido aplicado a otras masas de agua de la zona cárstica de Banyoles que también presentan comunidades de bacterias fotosintéticas planctónicas, concretamente Vilar, Cisó y Nou (lagunas cercanas al lago principal) y Coromines y Negre 1 (en la zona de Sant Miguel de Campmajor).

Actualmente, se está llevando a cabo un estudio intensivo sobre la distribución espacio-temporal de las poblaciones fotosintéticas en la laguna de Cisó, analizando las variaciones de diversos parámetros físico-químicos del agua (principalmente luz, temperatura y sulfhídrico), los cambios en el contenido específico de pigmentos y realizando evaluaciones de la biomasa mediante técnicas de epifluorescencia, concentración de ATP y recuento total (Coulter).

Los resultados obtenidos en esta laguna anaerobia permitirán definir de manera bastante completa el nicho ecológico desde el punto de vista bacteriológico en un ecosistema muy simple cuyos organismos integrantes pertenecen casi exclusivamente al mundo microbiano.

(Véase en este mismo volumen los trabajos de I. ESTEVE, E. MONTESINOS y J. MAS).

Sobre la presencia de *Erpobdella monostriata* (Gedroyc, 1916) Pawlowski 1948 (Hirudinea, Erpobdellidae) en la Península Ibérica

J. M. Jimenez y I. Garcia Mas

Dto. de Zoología. Fac. de Biología. Univ. Complutense. Madrid.

RESUMEN

En el curso de estudios faunísticos realizados en la zona central de la Península Ibérica, los autores han encontrado ejemplares de erpobdélidos que asignan definitivamente como pertenecientes a la especie *Erpobdella monostriata* (Gedr.) Pawl.

Se han estudiado un total de más de cuatrocientos ejemplares provenientes de cuarenta estaciones en las provincias de Avila, Cáceres, Guadalajara, León, Madrid, Salamanca, Segovia, Soria, Teruel y Toledo.

Debe señalarse la importancia de tal hallazgo por constituir la localización más occidental de la especie, citada tan solo, hasta la presente comunicación en Polonia, U.R.S.S., Hungría, Checoslovaquia y Rumanía. Se incluyen datos relativos a su biología y autoecología.

Contribución al conocimiento de la bermejuela (*Rutilus arcasii*) del embalse de La Pinilla

Javier Lobon-Cervia, Paloma Rovira y Oscar Soriano

Unidad de Zoología Aplicada CRIDA 06. Dpto. de Ecología. INIA.
Carretera de la Coruña, Km. 7. Madrid – 35.

RESUMEN

Los autores estudian la biometría, el crecimiento, y la alimentación de la Bermejuela *(Rutilus arcasii)* del embalse de Pinilla, río Lozoya, cuenca del Tajo. Desde un punto de vista biométrico la población estudiada es similar a otras conocidas, aunque muestran 2/4 escamas más en la línia lateral; además del dimorfismo sexual se hace patente en las longitudes predorsal, prepelviana, preanal y longitud de la aleta pectoral. Las constantes de la ecuación del crecimiento teórico en longitud de Von Bertalanffy: machos, $L\infty = 79$ mm., $K = 0{,}6537$; $t_0 = 0{,}0134$; hembras, $L\infty = 120$ mm., $K = 0{,}3699$, $t_0 = -0{,}1243$. La relación longitud – peso para el total de la población (ajuste funcional) es: $\log W = -1{,}9987 + 3{,}2221, \log LST$.

En cuanto a la alimentación es más bien característica de especies zoofagas, estando representados crustáceos, hexápodos (efemerópteros, simuliidos, quironómidos, etc.) y oligoquetos; no obstante aparecen macrófitas y algas en el 85% de los contenidos analizados.

Composición de la fauna de macroinvertebrados bénticos en un río asturiano

Javier Lopez Llaneza

Dpto. de Zoología y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Oviedo.

RESUMEN

Se ha estudiado la composición de la macrofauna bentónica en tres estaciones, a lo largo del río Turón, afluente del Caudal (región central de Asturias). La influencia humana difiere en las tres estaciones ya que la primera, se considera casi en estado natural, sin influencia. La segunda se encuentra aguas abajo de núcleos de población relativamente pequeños y a simple vista no se aprecia un efecto negativo sobre las aguas. En la tercera, la población, cuyas alcantarillas vierten directamente sobre el cauce, es importante y la polución de las aguas en este punto es apreciable visualmente.

A lo largo de siete meses (verano, otoño y parte del invierno) se analizaron los cambios espaciales y temporales de los 91 taxones encontrados. También se analizó la organización funcional de éstos en las tres estaciones y cambios temporales en cada una de ellas. Los resultados obtenidos permiten valorar el tipo de organización en puntos con diferentes grados de influencia humana y los tipos de estrategias alimentarias que se presentan en cada uno de ellos.

Distribución de las larvas del género *Hydropsyche* en Catalunya con especial atención a las cuencas de los ríos Llobregat y Besós

Xavier Millet

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona.

RESUMEN

Se han identificado las distintas especies del género *Hydropsyche* en las 11 cuencas muestreadas. La amplia distribución de todas ellas muestra ciertas diferencias, según las características del cauce y la localidad. Sin embargo, se observa una coexistencia de las distintas especies.

Al comparar la distribución de las distintas especies en dos tipos diferentes de cuencas: la del Llobregat y la del Besós, podemos distinguir sus diferencias ecológicas que nos permiten entender la antes mencionada coexistencia.

La calidad de las aguas del canal de desagüe «El Reguerón» (cuenca del río Segura)

M. L. Suárez y M. R. Vidal-Abarca

Departamento de Zoología. Universidad de Murcia.

RESUMEN

Se ha estudiado el estado físico-químico y biológico actual de la calidad de las aguas del tramo final de uno de los afluentes más importantes del río Segura (río Guadalentín). A partir de 8 estaciones de muestreo se han medido una serie de parámetros físico-químicos y biológicos analizándose su distribución estacional y pulsos diarios.

Se ha examinado la distribución longitudinal de las poblaciones más importantes de macroinvertebrados con valor indicador de la calidad de sus aguas. Se ha descrito la carga polucionante del canal mediante la caracterización, inventario y distribución de los efluentes más importantes que vierten en él.

El análisis global de los parámetros físico-químicos y el análisis biológico mediante la utilización de índices estructurales y de polución ha permitido caracterizar tres tramos o sectores del cauce según su grado de contaminación. Finalmente, se ha establecido un sistema de diagnosis de la contaminación y se ha propuesto un plan sostenido antipolución y de gestión para ese tramo del cauce del río Guadalentín.

Limnología del embalse de Lertutxe

Luis J. Telleria

Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias. Universidad del País Vasco, Apdo. 644, Bilbao

RESUMEN

La presente comunicación resume los resultados del estudio de muestras quincenales recogidas durante un ciclo anual completo en el embalse de Lertutxe (Vizcaya). Se han analizado factores físico-químicos (nitratos, nitritos, fosfatos, pH, temperatura y conductividad), caracteres del fitoplancton (contenido en clorofilas e índices de pigmentos) y poblaciones de Rotíferos. Se han obtenido datos indicadores del grado de eutrofia del embalse, como notable concentración de nitratos, fosfatos y pigmentos fotosintéticos, y elaborado un censo de especies de Rotíferos indicadores de eutrofia, según la bibliografía.

Las especies identificadas han sido: *Brachionus calcyciflorus, B. angularis, B. quadridentatus, Keratella cochlearis, Anuraeopsis fissa, Trichotria pocillum, Trichocerca similis, T. pusilla, Synchaeta* sp., *Polyarthra platyptera, Filinia longiseta, F. terminalis* y en muestras esporádicas *Collotheca pelágica* y *Ploesoma hudsoni.* De ellas *K. cochlearis* se ha presentado en todas las muestras. Se han calculado asimismo la relación huevos/hembras y los índices de diversidad (Shannon-Weaver) y de equitabilidad.

Contribución a la metodología del muestreo significativo de macroinvertebrados dulceacuícolas

R. Tortajada[1], J.I. Elorrieta[1], J.L. González[2] y J. A. Rodríguez[2]

1. Subdirección General de Sanidad Ambiental. Ministerio de Sanidad. Paseo del Prado, 18. Madrid – 14.
2. Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid. Ciudad Universitaria. Madrid.

RESUMEN

El propósito de esta contribución es determinar la precisión y el margen de confianza de las estimaciones de densidad de los macroinvertebrados bentónicos y perifíticos, así como el número de unidades de muestreo correspondiente, en una campaña piloto realizada en el río Manzanares justo antes de su entrada en Manzanares el Real. Se ha comprobado para cada población el modelo de distribución que presentan, calculando previamente las diferencias entre las medias poblacional y muestral mediante la prueba "t de Student" para tratar de identificar las procedencias de los mayores componentes del error dentro de las diferentes partes del procedimiento de muestreo requerido: secuencial, estratificado y sistemático que se detalla. Aunque no ha sido posible completar totalmente los objetivos propuestos, se presentan ciertas conclusiones alcanzadas en su elaboración.

Criterios sanitarios en el diseño de una red de vigilancia biológica de la contaminación fluvial

R. Tortajada[1], J. I. Elorrieta[1], C. Casado[2] y A. M. Elvira[2]

1. Subdirección General de Sanidad Ambiental. Ministerio de Sanidad. Paseo del Prado nº 18. Madrid.
2. Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid.

RESUMEN

Los riesgos epidemiológicos de origen hídrico están estrechamente ligados al estado de las aguas de los ríos, lagos, embalses y del mar. Es indispensable conocer la evolución en el medio acuático de aquellas especies, tanto de flora como de fauna, que constituyen auténticos indicadores de su estado sanitario.

El presente trabajo resume los criterios sanitarios, concebidos a la luz de los principios ecológicos, para el diseño de una red y vigilancia biológica de la contaminación fluvial en el Estado español.

Efectos de la luz en las aguas corrientes y su medida

A. Urtiaga[1], A. Corrons[2] y A. Pons[2]

1. Centro de Investigaciones del Agua. Arganda del Rey. Madrid.
2. Instituto de Optica. Serrano, 121. Madrid – 6.

RESUMEN

Los autores presentan a los limnólogos españoles su diseño de un nuevo espectrofotómetro con sonda sumergible, para medida de la energía luminosa disponible a diversas profundidades de las aguas naturales, dentro del espectro visible (400-700 nm.) y con una resolución de 10 nm. Previamente se plantea una justificación de necesidades, de tipo bibliográfico.

NOTA DEL EDITOR. Se publica solamente el resumen de este trabajo ya que el manuscrito presentado al editor era demasiado extenso para ser incluido en estas Actas. Los interesados en este tipo de medidas pueden ponerse en contacto con el primero de los autores para mayor información.

(3) Dirección actual: Instituto Español de Normalización. Zurbano, 46. Madrid 10.