ACTAS
DEL
IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA

SEVILLA, 5-8 DE MAYO DE 1987

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA. UNIVERSIDAD DE SEVILLA

ASOCIACION ESPAÑOLA DE LIMNOLOGIA

EDITORA: JULIA TOJA

DOI: 10.23818/actas.04.fulltext

ENTIDADES COLABORADORAS

CONSEJERÍA DE EDUCACIÓN Y CIENCIA DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA

AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA

EMPRESA MUNICIPAL DE ABASTECIMIENTO Y SANEAMIENTO DE AGUAS DE SEVILLA

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL GUADALQUIVIR

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SUR DE ESPAÑA

COMISARÍA DE LA EXPO92

CONSEJERÍA DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA

VICERECTORADO DE EXTENSIÓN UNIVERSITARIA

EXMO. AYUNTAMIENTO DE SEVILLA

NOTA DE LA EDITORA

La Asociación Española de Limnología sigue creciendo y, a pesar de su juventud, se va consolidando. Prueba de ello es el gran poder de convocatoria que ha demostrado tener este IV Congreso del que las presentes Actas son una muestra, pequeña pero representativa, de gran número de comunicaciones presentadas y de su interés científico.

La actividad científica desplegada por los limnólogos españoles, en el tiempo tanscurrido desde el último Congreso, obliga a diversificar las producciones impresas de la AEL. Por esta razón, con estas Actas, iniciamos una nueva etapa en nuestra andadura, deslindando la publicación de los trabajos presentados a los Congresos, de los enviados a la revista LIMNETICA que, por fin, ha visto la luz recientemente.

Aunque el formato que hemos adoptado para estas Actas sea mas modesto, no por ello hemos descuidado el nivel científico de las comunicaciones aceptadas. Debo agradecer esto, especialmente, a la ayuda prestada por el Consejo de Redacción y a los propios autores que han aceptado con buena disposición las sugerencias que se les ha hecho, modificando sus manuscritos en algunos casos de forma drástica.

La Organización de un Congreso de la envergadura que ya están tomando nuestras reuniones, implica una gran cantidad de trabajo. Pero las múltiples satisfacciones que se obtienen tanto por la experiencia adquirida como, sobre todo, por el aliento recibido de los socios de la AEL y de las numerosas personas que han acudido a nuestra llamada, compensa con creces el esfuerzo. Desde aquí animo a los ya numerosos grupos de limnólogos que hay formados en España, para que se lancen a la organización de los próximos Congresos, de forma que cada vez vayamos haciendo más grande nuestra asociación y, sin embargo, mas estrecha la relación entre todos nosotros.

No puedo por menos de expresar mi profundo agradecimiento al resto de los miembros del Comité Organizador que no sólo me han ayudado siempre, sino que me han soportado en los momentos de desánimo.

JULIA TOJA
EDITORA

ALGUNAS CONTRIBUCIONES DE LA LIMNOLOGIA AL DESARROLLO DE LA ECOLOGIA TEORICA

Ramón MARGALEF

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

INTRODUCCIÓN

En un artículo que ha sido frecuentemente citado, S.A. FORBES escribía en 1887: "El lago aparece como un sistema orgánico, en equilibrio entre la síntesis y la descomposición, en el que la lucha por la existencia y la selección natural han producido un equilibrio". Y, tanto esta cita, como el título del trabajo: "El lago como microcosmos", han servido para subrayar la contribución de la Limnología a una visión de síntesis, a desarrollar dentro del área de la ciencia ecológica. Es una visión que trata de superar la descripción del comportamiento de poblaciones consideradas separadamente y afirma la necesidad de entender a los ecosistemas como sistemas físicos, con lo que esto comporta de capacidades y limitaciones.

Con frecuencia se suele calificar a la visión sintética de ecología holística, o de punto de vista holístico en ecología, lo cual no resulta muy acertado, si se piensa que holismo es una denominación inventada por el militar sudafricano J. SMUTS, en 1920. Es frecuente considerar como una de las notas más caracteristicas del holismo la afirmación de que el conjunto (en su caso el ecosistema), es más que la suma de sus componentes, lo cual es dudoso y, en todo caso, no podría servir de base para la ecología teórica. A mi manera de ver, el problema es muy diferente.

Si tuviera que exponer brevemente, a mi juicio, cuales son los problemas mayores en la concepción y el modelado de los ecosistemas, lo haría en los siguientes términos, partiendo de una analogía con la ciencia atmosférica y la predicción del tiempo. La mejor predicción, local e inmediata, del tiempo, es anticipar para mañana el mismo tiempo que hace hoy: el número de aciertos es significativamente mayor que lo esperable al azar. Tratando de mejorar la predicción, podemos basarnos en la deriva general de la situación atmosférica hacia el Este, calculando que en un día recorre, aproximadamente, la dimensión de nuestra península. Pero, durante sus desplazamiento, la situación evoluciona o cambia. Existe cierta regularidad en estos cambios, que puede utilizarse para mejorar el conocimiento y la predicción. Los cambios se parecen a las perturbaciones que la vorticidad introduce en una corriente marina que, por otra parte, tiene también propiedades de flujo laminar. Pero no hay que olvidar que la progresiva mejora de predictibilidad, a lo largo de este proceso de estudio, implica también el convencimiento de que la predicción es imposible, si se desea extender hasta los menores detalles. Lo mismo ocurre con los ecosistemas y con la biosfera en general, así como con su evolución. Aceptamos que sea posible estudiar de manera relativamente sencilla al sistema formado por un depredador y una presa o cualquier otro sistema considerado como binario, que puede ser ¿por qué no? epilimnion e hipolimnion, o agua y sedimento. Pero los componentes de interacción no permanecen indefinidamente iguales a si mismos, lo que se suele olvidar; aunque no siempre, pues hoy, por ejemplo, se acepta que depredador y presas pueden estar implicados en una evolución paralela (principio de la Reina Roja). Pero yo añadiría que las presiones que actúan a la vez sobre depredador y presa, no sólo los mueven paralelamente, sino que también ambas especies han de disminuir su tasa de renovación (principio de Tom y Jerry). Y no sólo es es-

to, porque la adquisición y uso de información se manifiesta de manera diferente en las dos especies, con una participación mayor de la "cultura" (lo aprendido), y de la base genética para aprender, en el depredador que en la presa. Traduzcase ésto, cambiando lo que haga falta, al terreno propio de la ecología, donde la predicción es aún más imposible que en la metereología. Pero, en ambos casos, nos movemos en terrenos vecinos de la termodinámica o en la pura termodinámica, de manera que hay límites predectibles a la impredecibilidad. Ser consecuente con estos principios generales, obliga a dejar de lado la fe en los ciclos regulares y en formas muy sencillas de modelar sistemas, y atacar su complejidad con plena conciencia de las propiedades de los sistemas biológicos. Y, tengo para mi que la asimetría de cambio en la serie eutrofia-oligotrofia, y la irreversibilidad en el movimiento de las aguas del rio son una inspiración para el limnólogo y pueden serlo para todo ecólogo, empeñado en una aproximación más realista a la problemática natural.

En mi opinión, la contribución de la limnología a la síntesis ecológica ha sido mayor que la que pudo venir de la ciencia marina y, por supuesto, del estudio de los ecosistemas terrestres, que sólo en fecha relativamente reciente ha introducido medidas globales como la de la clorofila, de la producción primaria, etc.. Queda todavía mucho por andar hasta conseguir renovar totalmente los modelos matemáticos que actualmente se usan.

DOS GIGANTES

Para evaluar y dar más énfasis a la contribución de la limnología al desarrollo de la ecología general, salvando la injusticia que ello pudiera representar para tantos trabajadores de la ciencia, elegiré como típica la aportación de dos personas descollantes, August THIENEMANN (1982-1960) y G.Evelyn HUTCHINSON (1903 -).

Esta elección no es casual y no se debe sólo a una apreciación que creo justa de sus respectivas contribuciones, más también a la circunstancia de haber tenido la suerte de conocerlos y tratarlos personalmente y ser testigo de su capacidad de influir intelectualmente sobre el colectivo científico. Entré en simpatía o resonancia con ellos y siempre me es agradable volver a insistir, cosa que, por otra parte, nos gusta hacer a todos los que vamos siendo mayores. Pero, creo que ambos ecólogos y limnólogos tienen todavía mucho que decir a los limnólogos actuales. Rendir tributo a estas dos personalidades me sirve de excusa, también, para airear recuerdos personales.

THIENEMANN es, ante todo un ecólogo, en 1918 (a los 36 años de edad), publica sobre "Lebensgemeinschaft und Lebensraum" (Biocenosis y Biotopo) y toda su actividad está inspirada por una preocupación constante por los principios que deben vertebrar una ciencia ecológica. Es la época de las disquisiciones acerca del significado de las relaciones entre ambiente y organismos que, entre otras cosas, se manifiestan en la preocupación por señalar unidades de extensión correcta para su estudio, un tema que ocupa a la ecología centroeuropea, asociado a mucha especulación filosófica.

THIENEMANN lleva esta preocupación, propia de la época, a la limnología y en el primer volúmen de la serie Die Binnengewässer, publicado en 1926, distingue varios niveles o pisos en la aproximación al estudio de las aguas continentales, reconociendo que al tercer nivel, propiamente limnológico, le compete la tarea de estudiar biotopo y biocenosis en su interacción recíproca, formando una unidad nueva a otro nivel. La tesis doctoral de THIENEMANN, publicada en 1913, se ocupa de las aguas corrientes de una región montañosa silícea, y posi-

blemente es esta etapa de su vida de investigación lo que le ayuda a distanciarse del modelo tradicional de ver en la limnología una réplica de la oceanografía , en el lago, el ecosistema epicontineltal típico, como si fuera una miniatura del océano. Mas tarde, THIENEMANN se ocupa intensamente de la tipología de los lagos, de la llamada limnología regional, fundamentada principalmente en el estudio comparado de los lagos oligotróficos escandinavos (un tema preferente de investigación de Einar NAUMANN, 1891-1934) y de los lagos eutróficos de la llanura báltica. THIENEMANN relaciona claramente el suministro de nutrimento, la productividad y la estructura vertical del lago, perfectamente expresada en el perfil vertical de la concentración de oxígeno y en la naturaleza del sedimento y de la fauna del fondo.Estas contribuciones de Thienemann son muy importantes si queremos ver en el lago eutrófico, como diré luego, un modelo de la biosfera o, por lo menos, de la biosfera primitiva y, en el rio, un tipo de ecosistema de propiedades únicas que ilustra mecanismos ecológicos fundamentales.

Conocí al profesor THIENEMANN en el Congreso de la Sociedad Internacional de Limnología en Zürich, el año 1948. Este era el décimo congreso de la S.I.L., organización creada por el propio THIENEMANN, juntamete con NAUMANN. THIENEMANN me impresionó profundamente por su amabilidad y buena disposición de ánimo, generosidad intelectual y capacidad de organización, sin excluir las dotes diplomáticas que pedia poner de nuevo a flote la limnología internacional después de la guerra, y hacerlo viniendo de Alemania. Los americanos BIRGE y JUDAY, prácticamente de una generación anterior a la de NAUMANN, THIENEMANN y HUTCHINSON, utilizaron de manera muy constructiva las nuevas posibilidades de análisis ; pero, para mi ver, les faltó la penetración, la posibilidad de comparar y de sintetizar que les hubiera permitido adelantarse a su época. Paralelamente a sus trabajos limnológicos, THIENEMANN fué publicando artículos sobre ecología básica, como sus Principios de Ecología General en 1939. THIENEMANN se ocupó también de la limnología aplicada; el título completo de la S.I.L. la incluye específicamente, y fué de los primeros en referirse al Rhin como al urinario (en alemán, "Pissrinne" es mucho más gráfico) de Europa, pero se mantuvo en los límites razonables, dentro de la obsesión por la contaminación que ha degradado determinadas escuelas hidrobiológicas.

G.E. HUTCHINSON es de personalidad probablemente más complicada que THIENEMANN y ha tenido una influencia directa o indirecta, dificil de abarcar en su extensión, sobre el desarrollo de la limnología y de la ecología, en Norteamérica principalmente. Nació en Cambridge, estuvo contratado en una universidad sudafricana, de donde salió por conflictos personales, viajó por Africa y Asia, para recalar en la universidad de Yale en 1928. Ha publicado un primer volumen con sus recuerdos (HUTCHINSON, 1979), y varios volúmenes de ensayos en los que la ciencia, en su nivel más alto y estimulante, empareja bien con una aproximación literaria y artística a las continuas solicitaciones de nuestro entorno. Con relativamente pocos viajes, medios más bien modestos, no demasiada habilidad ni afición al trabajo de laboratorio, pero principalmente a través de sus discípulos, ha ejercido una gran influencia, a la que, por supuesto, no me siento ajeno. Conocí al profesor HUTCHINSON unos años después que a THIENEMANN, en la eficacisima bolsa de intercambio intelectual que Vittorio TONOLLI supo crear a orillas del lago Maggiore. Compartir la mesa con HUTCHINSON, en el Albergo Nationale de Pallanza - servidos por la discretísima Rina, el personaje secundario del "drama de la evolución limnológica" que conoció a más limnólogos y mejor sus manías - fué una experiencia inolvidable, aunque un tanto fustrante por el apego, quizás un tanto afectado, de HUTCHINSON a conservar su acento de Cambridge . En el mismo lugar, y en años sucesivos, pude encontrar a varios distinguidos alumnos y continuadores de HUTCHINSON, como DEVEY, EDMONDSON, GOLDMAN , VALLENTYNE, WANGERSKY y aún otros, que más tarde tuve ocasión de tratar más extensamente en América o en otros entornos.

La capacidad de HUTCHINSON para inspirar a las personas que están a su alrededor y moverles a descubrir aspectos insospechados de cualquier fenómeno es realmente admirable. En Pallanza tuve ocasión de leer unos apuntes mecanografiados de las clases de limnología de HUTCHINSON, distribuidos por la Universidad de Yale, con fecha de 1941. En poco más de 200 páginas descubrí la máxima cantidad de limnología que puede darse por centímetro cuadrado, y recuerdo la fruicción con que extraje multitud de notas, que todavía deben andar perdidas entre mis papeles.Recuerdo especialmente la cuestiones concernientes a las regiones endorreicas y a los ciclos biogeoquímicos, más infinidad de detalles de los que apasionan a todo naturalista. Por supuesto que HUTCHINSON es criticable por haber preferido no mirarse en los rios, aunque es de suponer que alguna vez los ha visto; pero su interés por la química del agua se manifestó muy tempranamente y de manera fecunda. Como es natural, muy pronto va a parar a los problemas relacionados con la distribución del oxígeno y la organización vertical de los ecosistemas acuaticos, en todos sus aspectos. Ciertamente, todavía no está agotada la explotación desde el punto de vista de la ecología general, de todo lo que puede dar de sí la consideración atenta de lo que ocurre a lo largo del eje definido por la luz y la gravedad, en los ecosistemas acuaticos. Es uno de los temas que proporcionan incesante inspiración.

Los términos eutrófico y oligotrófico se refieren al lago entero y, desde el punto de vista de los que hacen clasificaciónes de los posibles enfoques y tendencias de la ecología, se pueden calificar de holísticos. Esta asimilación la aprovecharon tanto los holistas u holísticos - dentro de su nebulosidad habitual - como los contrarios a connotaciones más filosóficas, supuestas o reales, de la raiz griega holos, entero, que corresponde más bien a la "Ganzheit" germánica, dentro de interminables discusiones biológicas, seudobiológicas y parabiológicas. Sorprende como el simple rechazo de todo lo que olía a holismo conducía también a evitar cuidadosamente toda referencia a eutrófico, oligotrófico y eutrofización, como es el caso del buenazo de T. MACAN, que creo que lo consiguió totalmente, convirtiendose en un fiel indicador de una actitud que prevalecía y prevalece generalmente en el Reino Unido. Muchos de los trabajos más influyentes de HUTCHINSON se hicieron en aguas de pequeño volumen, como el famoso Linsey Pond.

La época más creativa, tanto de THIENEMAN como de HUTCHINSON, cae entre los 30 y 40 años de edad; en esto los limnólogos no se diferencian sensiblemente de los otros científicos, y los ministros del ramo correspondiente pueden exigir más a los profesores e investigadores que se encuentren comprendidos en dicho rango de edad. HUTCHINSON es bien conocido por su tratado de Limnología, cuyo primer volúmen salió en 1957 y cuya edición prosigue, probablemente ya en un dominio de baja energía, como acaece en toda sucesión ecológica normal. Lo mismo que en el caso de THIENEMANN, a su actividad específicamente limnológica, HUTCHINSON ha superpuesto una pasión directa por la ecología general, a la que ha contribuido con sus análisis del concepto del nicho ecológico - con el resultado final de desinflarlo considerablemente - , estudios sobre la demografía, y el tema de la segregación ecológica, inacabable como la selección natural que está detrás y que llevó, nada menos, que a movilizar el patronazgo de Santa Rosalía. hay un viejo librillo publicado en Barcelona, por Don Rosalino ROVIRA, sobre "Santa Rosalía, Virgen Palermitana", muy anterior al homenaje a Santa Rosalia, por HUTCHINSON, que encontró en una alberca no alejada de la tumba de la santa, dos hemipteros acuaticos depredadores que coexistían, según HUTCHINSON, porque eran de tamaños distintos. Mucha tinta ha corrido desde entonces, pero tuvieron que pasar no menos de 25 años hasta que la oposición (muchos autores y, entre otros, SIMBERLOFF y sus seguidores) reaccionara y, no tanto anónimamente, cayera bajo el embrujo de la Santa y saliera a la luz un comentario con el título "Santa Rosalía era una cabra", con

excusa de la naturaleza de los huesos hallados en el sepulcro de Palermo. La ciencia progresa muy lentamente.HUTCHINSON es también autor de un voluminoso tratado sobre la bioquímica de la excreción de los vertebrados, pionero en la materia.

EL LAGO EUTRÓFICO COMO SISTEMA BAJO TENSION Y MODELO DE LA BIOSFERA PRIMITIVA

El adjetivo eutrófico fué aplicado, en primer lugar, a comunidades terrestres o, por lo menos, de zonas húmedas, en su sentido etimológico de fértil o productivo. Con referencia a lagos, NAUMANN y THIENEMANN, distinguen oligotróficos y eutróficos como otros tantos tipos de distribución regional. Todas las clasificaciones son peligrosas, y no se tardó en tener lagos distróficos, siderotróficos, argilotróficos, etc., hasta el punto de que RHODE pudo decir que todo el ejercicio estaba muriendo de elefantiasis. Reconocida la eutrofización de raiz cultural, fué facil desconectar el esquema de sus adherencias regionales o territoriales y ver en los tipos extremos simplemente situaciones que definían un gradiente continuo. Como en tantas otras ocasiones en ecología, una clasificación pudo generar un proceso de organización, basado en algo de mayor sustancia: en el reconocimiento de un mecanismo general. (Esta es una buena razón para preferir una ordenación a un "clustering" en un tipo de elección que hoy en día se plantéa frecuentemente). Al poder cuantificar la concentración de los elementos nutritivos disponibles y averiguar que casi siempre el verdadero limitante era el fósforo, y al reconocer que la intensidad de los procesos de producción y de ciclado tenía una expresión en el perfil vertical de la distribución de oxígeno, se pudo encontrar una expresión cuantitativa al grado de eutrofia o eutrofización, y THIENEMANN fué pionero en la interpretación de la distribución vertical del oxígeno en los lagos.

Más o menos productivos, los lagos de la región templada - los más estudiados - se caracterizan por pulsos en su producción planctónica. Ordinariamente, a cada periodo de mezcla vertical, le sigue un pulso de intensa producción primaria, que luego decrece gradualmente. En lagos tropicales la situación es más estable, de producción relativamente baja, puede perdurar indefinidamente, si no hay periodos regulares de circulación vertical. El mecanismo de amortiguación de la producción, después de cada pulso es bien simple; se debe al transporte de arriba a abajo de materia orgánica en partículas y a la segregación de los factores de producción: al final, donde hay luz hay pocos nutrientes y donde se acumulan los nutrientes, hacia el fondo del lago, no hay luz. Sin el mecanismo del transporte vertical, la productividad se puede mantener si hay entrada constante de nutrientes en superficie, como ocurre, por desgracia, en la mayor parte de los ejemplos de eutrofización cultural.

Pero yo creo que lo más interesante del lago eutrófico es que nos enseña los mecanismos de regulación de los ciclos ecológicos, según cierta tendencia. Es posible construir diversos modelos, en parte alternativos, que nos muestran cómo en la mayoría de las aguas -las que tienen mucho sodio en la reserva alcalina pueden constituir una excepción - la concentración de fósforo en solución no suele rebasar un µg-átomo, µM por litro (30 mg/m^3), en la zona iluminada. La intensidad de la mezcla, el volumen del hipolimnion, la composición química del agua entran en los cálculos; pero en la práctica, se puede aceptar que existe la tendencia a llevar hacia abajo la concentración de fósforo. Es una ventaja; para la calidad del agua de muchos lagos, sería mucho peor si el fósforo añadido quedara en solución. Y este fenómeno también ocurre - y entonces resulta indeseable - en los intentos de fertilizar aguas dulces o marinas para aumentar su fertilidad con vistas a la acuicultura: si no se aña-

de un exceso de nutrientes no se fuerza la nutrición; pero una gran parte del material añadido, aún sobrante, no queda a disposición de un segundo ciclo, porque se insolubiliza (fósforo) o desnitrifica y se pierde en la atmósfera (nitrógeno). Y esto también ocurre, por supuesto, en los sistemas terrestres forzados, o sea, en la agricultura.

Es por esta razón que ya hace mucho tiempo llamé la atención sobre el hecho que, en buena teoría ecológica, se debía aceptar que el lago eutrófico, al inmovilizar parte de los materiales, o desembarazarse de ellos de otro modo, tendía a pasar a oligotrófico, un punto de vista que, sólo aparentemente, estaba en contraposición con la tendencia a creer que naturalmente se pasaba de los lagos oligotróficos a los eutróficos, creencia basada en la observación de los que hoy día suele ocurrir bajo la influencia de la civilización y también en la acumulación de sedimentos en los lagos que, al limitar el hipolimnion tiende a convertir los lagos mícticos en eutróficos (MARGALEF, 1958).

Más adelante (MARGALEF, 1975) volví a insistir sobre el mecanismo que se puede considerar de regulación o cibernético y que tiende a disminuir todo el exceso de eutrófia. Es cibernético propiamente, porque actúa tanto mas intensamente cuanto mayor es la entrada de elementos nutritivos en el sistema. El fósforo interviene en una serie de procesos que tienen como consecuencia su separación en compuestos insolubles, hacia el sedimento; pero aún más significativa es la intervención de oxígeno. Cuando las capas superiores de un lago muy productivo se sobresaturan en oxígeno y este gas se difunde hacia la atmósfera, puede ocurrir que no pueda retornar de la atmósfera en cantidades equivalentes ("valvula de oxígeno") y que, en consecuencia, la materia orgánica formada no se pueda oxidar completamente en las capas profundas del lago, apareciendo allí un déficit de oxígeno y creandose un gradiente vertical notable en los valores del potencial reducción-oxidación. Por supuesto, este gradiente puede ser más o menos temporal, y afectar diversamente a las capas profundas del lago, del monimolimnion si existe y del sedimento. La consecuencia es la estratificación de fenómenos de reducción y oxidación que pueden ser muy activos, entre ellos la desnitrificación, con liberación del dinitrógeno gaseoso que se comunica con la atmósfera, a través del nitrógeno disuelto en el agua; la reducción de sulfatos y, finalmente, en el nivel inferior, la formación de metano.

Sería muy largo proceder a un análisis más detallado y comparado de esta y otras respuestas a la eutrofización cultural, respuestas que son más evidentes en un medio estratificado. Cuando el agua se mezcla verticalmente, la inversión de energía externa conduce a una aproximación de los diversos reactantes y a una aceleración de los procesos, en vez de llevar a la segregación que se manifiesta principalmente en los gradientes verticales. Si se desea dar una visión general y sinóptica de todo este conjunto regular de acontecimientos se prodría decir que el sistema eutrófico se caracteriza por su tendencia a pasar a un régimen menos apresurado, lo que es el resultado - o se manifiesta a través de - de una tendencia irrefrenable a descargarse de una fracción de materiales que circulan por el sistema, materiales que se depositan o se expelen por los límites del ecosistema; en el caso que se ha presentado, el oxígeno y el nitrógeno por la interfase agua/aire y el fósforo y la materia orgánica por la interfase agua/sedimento. Los nuevos ciclos funcionarán con menos carga - a no ser que persistan entradas del exterior - y es de suponer que, en ellos, la propensión a excretar materiales sea menor; se trataría, pues, de un proceso que decrece de manera exponencial negativa, como proporcional a la diferencia entre la carga de nutrientes que contiene el sistema y cierto valor ideal; este límite es difinible en términos de su capacidad de generar un "feedback" o mecanismo de respuesta. Y la pregunta que se plantea inmediatamente es si dicho nivel de referencia virtual existe o no: probablemente no, puesto que los lagos más oligotróficos siguen expulsando cierta fracción - desde luego pequeña - de los elementos

en su ciclo, como lo prueba la evidencia de toda clase de sedimentos lacustres que, cualesquiera que sean las condicioness de su deposición, raramente contienen menos de un uno por mil de fósforo.

El lago eutrófico es, pues, un paradigma, como se dice ahora, de un sistema ecológico que funciona bajo tensión y que responde a ella con la eliminación de una fracción de los materiales de su ciclo. La imagen de tensión o "stress" es adecuada y nos recuerda el depósito de materiales sobrantes en las paredes de las arterias o, en general, en los límites del sistema. es un concepto que aumenta de valor cuando se piensa en los que la biosfera ha hecho realmente, desde el principio de la vida, no ha sido otra cosa, como atestigua la composición de nuestra atmósfera actual y los depósitos de fosfatos y de compuestos reducidos de carbono acumulados en la corteza terrestre.

Hay aspectos complementarios, que no pueden ser deslindados o desconectados de los anteriores, y que constribuyen a proporcionar una imágen más generalizada de los ecosistemas. Se ha mencionado ya el gradiente vertical de potencial de reducción y oxidación, que genera todo ecosistema, y que sólo puede ser contrarrestado parcialmente -cortocircuitado - por una mezcla intensa. A este gradiente, que se refiere a la actividad de los electrones, se asocia otro gradiente que concierne a la de los protones. Se manifiesta no sólo en gradientes de pH, más también en los ciclos de los elementos, como el cálcio, que precipita en la zona fótica y se redisuelve en profundidad. Los gradientes en la actividad de electrones y protones no tienen que corresponderse plenamente y, entre ellos, median funciones de transporte exactamente como en la membrana biológica. Hay una diferencia significativa : El agua es fluida, tiene un elevado coeficiente de difusión; la membrana biológica tiene una estructura más compacta y estable. Las escalas, por tanto, son diferentes. Un atisbo de esta relación de escala se puede tener si comparamos el agua con el sedimento. En el sedimento, el agua tiene menor movilidad, con coeficiente de difusión vecino a los físicos; por tanto, el sedimento se aproximaría más a un análogo de la membrana biológica. Por supuesto, la notable estratificación en las actividades microbianas en el sedimento y su quimismo son, a la vez, un aserto de esta semejanza, y una muestra del interés extraordinario de la biología y bioquímica de los sedimentos, también como ayuda para dilucidar los problemas, siempre interesantes y de interés práctico creciente, de la eutrofización.

SUCESIONES TRUNCADAS Y PERPETUAMENTE RECOMENZADAS

Quiero insistir sobre dos afirmaciones estampadas en la sección anterior y que no pueden ser nuevas al limnólogo observador: las sucesiones de plancton empiezan con un pulso de producción primaria, ordinariamente después de un proceso de mezcla, y prosiguen perdiendo actividad. Y luego, cualquier sistema elimina una fracción de los materiales en su ciclo; pero elimina una fracción mayor si es muy productivo, o se encuentra en los comienzos de una sucesión o de un proceso de organización. Es fácil reconocer cuan general es la aplicabilidad de estas afirmaciones. Por mi parte he desarrollado modelos correspondientes inspirado principalmente por lo que ocurre en el mar (MARGALEF, 1978) y es seguro que pueden aplicarse también a los ecosistemas continentales, donde, a lo más habrá ciertas diferencias de escala, facilmente salvables - un árbol puede vivir un tiempo de como 10^4 veces la vida de un alga planctónica -, y una mayor rigidez de localización.

La consecuencia más importante, que he señalado ya varias veces (MARGALEF, 1987, en prensa) es que no es posible concebir modelos ecológicos a base

de ciclos que den vueltas de manera indefinida o con cierta constancia o fluctuación periódica en las propiedades de los descriptores, como en los famosos ciclos del lince y las liebres del Canadá, que, al parecer sólo tienen existencia real y, si no ponemos remedio, interminable, en los manuales de ecología. Las sucesiones se inician por la entrada de energía externa que, generalmente, aproxima unos a otros los factores de producción (luz, nutrientes, células); siguen por la pérdida de actividad o degradación de dicha energía, que acompaña a la estratificación del agua y a la segregación entre los factores de producción, fundamentalmente entre la luz (arriba) y los nutrientes (abajo). Los lagos, con su mezcla vertical una o dos veces por año, y con mezclas verticales parciales, bajo los efectos de un golpe de viento, por ejemplo, constituyen un material muy apreciable para la investigación de estas sucesiones.

Sería inoportuno en este momento tratar de los nuevos modelos que sugiere el análisis de estas sucesiones. Basta decir que el plancton de los lagos es ideal para su estudio en condiciones naturales. De manera creciente, diversos autores, como REYNOLS, HARRIS y otros, van aceptando estas ideas, pero quedan muchos seguidores de los modelos tradicionales estilo mecanismo de relojería (STRĂSKRABA y GNAUCK, 1983). Debe tenerse en cuenta la coexistencia de sucesiones a distintas escalas: El fitoplancton puede ponerse en marcha sobre periodos de semanas y mostrar una variación considerable, empezando por diatomeas y continuando con organismos nadadores y, tal vez, clorofíceas y cianofíceas; pero el zooplancton, si sus individuos viven más tiempo, se puede extender sobre varias sucesiones. En estos casos, la perturbación externa, como el viento, lo único que hace es alterar la distribución del zooplancton que, más tarde, recupera su localización habitual y, eventualmente, sus migraciones en un agua relativamente estratificada.

EL ECOSISTEMA FLUVIAL

El rio es un ecosistema de caracteristicas únicas, cuyo estudio corresponde naturalmente a la limnología. No hay nada parecido en el mar. Los sistemas de corrientes marinas resultan de formas de circulación sostenidas en una gran masa fluida, pero poco definidas y con formación de torbellinos periféricos y, en todo caso, lejos de una superficie sólida que encauza el agua y puede servir de soporte a organismos; falta también la caracteristica confluencia de afluentes para dar cauces progresivamente mayores. Nunca debe olvidarse que el rio es el ecosistema epicontinental más caracteristico, el que pone en relación la superficie de los continentes con el mar, y esto lo hace a través de un sistema de canales progresivamente convergentes, cuyo conjunto cubre, de una manera aparentemente al azar, pero en la que se descubren muchas regularidades, la superficie de los continentes. La geometría del rio es un ejemplo más de las magnitudes fractales (MANDELBROT, 1933). ¿Cúal es la longitud total de todos los cauces en una cuenca? ¿ Y si vamos añadiendo los pequeños segmentos por los que escurre el agua después de una lluvia, puesto que es imposible cortar en un punto defido a los afluentes?. El agua del suelo forma parte del mismo sistema y la cuenca hidrográfica es un sistema de transporte o interacción de extensión indefinida o indefinible. Esto da un sentido muy particular a la limnología, como ecología de unas aguas que establecen una conexión entre los continentes y el océano y, a través de los cuales, por lo menos el uno por ciento de la producción primaria de los ecosistemas terrestres va al mar. Los lagos y las aguas "estancadas", en general, son simples divertículos intercalados en el sistema, donde se ejerce a lo más, una función de segregación de materiales, como hemos contemplado antes: una especie de picnocitosis a escala geológica.

Es probable que una de las razones por las que el rio apenas seduce a los limnólogos es la dificultad de su concepción y de su modelado. No vale la división tradicional - y, por supuesto,europeocéntrica - de segmentos caracterizados por los salmónidos o por los criprínidos, o por los guijarros y por el limo, respectivamente. Por supuesto, el rio es una unidad continua, un hecho sabido desde mucho antes de que se pusiera de moda hablar de ellos con el nombre de teoría del continuo (VANNOTE y otros, 1980). Por otra parte, el rio puede imitarse facilmente con sistemas de laboratorio (cultivos de flujo, quemostatos) lo cual puede contribuir poderosamente a clarificar las ideas sobre su funciomiento (MARGALEF, 1967).

¿Cómo vamos a enfocar el estudio? ¿Seguir un pequeño volúmen de agua a lo largo del cauce? Este sería el enfoque que se podría calificar de Lagrangiano y, si se pudieran describir los cambios que van ocurriendo en el pequeño volumen de agua, tendríamos una sucesión ecológica, desde el momento en que dicho volumen de agua recibe sus primeros colonizadores en la parte alta del cauce, hasta que llega al mar. Sin embargo, sería muy difícil limitar semejantes volúmenes de agua, de manera que fuera efectiva o interesante para su estudio; por otra parte, otros volúmenes de agua de extensión comparable, pero situados más cerca del fondo, se moverían más lentamente, o unos mismos volúmenes de agua acelerarían o decelerarían, según que se alejaran o aproximaran al borde o al fondo del cauce. Y el transporte de los materiales sólidos del lecho, con los pobladores sésiles, sería mucho más lento. Bien pensado, es mucho más oportuno adoptar un modelo Euleriano de rio, donde estudiamosentradas y salidas con referencia a una posición geográficamente fija. Esto puede facilitar algunos aspectos del estudio ; pero siguen muchas dificultades. Sin embargo, hay que tener presente que cualquier dificultad es una fuente potencial de nuevos descubrimientos.

En 1960 propuse adaptar al rio un expresión muy simple, propuesta para entender la biología del plancton, en la que al crecimiento biológico se oponía una sedimentación mitigada o complicada por la difusión turbulenta que tiende a destruir los gradientes. En el caso del rio, el eje vertical z, a lo largo del cual se realiza la sedimentación del plancton, pasaba a ser un eje x extendido en la dirección del rio, que evacuaba continuamente una parte de la población. La difusión turbulenta jugaba un papel más discreto, frente al predominio de la corriente del rio; los remolinos en un rioraramente llevan a los organismos aguas arriba de una manera efectiva. Sin embargo, cierta turbulencia en sentido amplio - pudiendo significar retención y aún migración en las orillas - es esencial. AMBÜHL (1960) lo expresa muy bien diciendo que si no hay agua no hay vida, pero si no hay turbulencia, no hay vida en el agua. la adopción de una velocidad de flujo del agua como parámetro decisivo (V) es interesante, porque permite cualificarla en relación con cada especie con un factor expresivo de la probabilidad que tiene cada organismo de ser arrastrado, igual a uno para un organismo flotante y perfectamente suspendido en el agua y casi cero (nunca puede ser cero, obviamente)para un organismo tenazmente aferrado a la superficie de las grandes piedras. De esta manera, el punto de partida para el desarrollo de un modelo tiene la siguiente forma

$$dN_i/dt = rN_i - p\ V\ dN_i/dx + A\ d^2N_i/dx$$

para una especie i, donde r es la tasa de aumento neto por causas biológicas, V es la velocidad del agua, p la probabilidad de arrastre y A el coeficiente de difusión turbulenta. Hay una buena posibilidad de entender lo que este coeficiente significa cuando se modela el rio como una secuencia de quemostatos, cada uno de ellos bien agitado y mezclado, pudiendo variar el volumen de cada recipiente y el flujo de unos a otros. La importancia del producto pV en la persis-

STRASKRABA, M., GNAUCK, A., 1983.- Aquatische Ökosystema. Modellierung und Simulation. VEB Gustav Fischer Verlang, Jena : 279 pp.

THIENEMANN,A., 1913.- Der Bergbach des Sauerlande. Intern. Revue ges. Hydrobiol. Biol. Suppl., 4 : 1-125.

THIENEMANN, A., 1918.- Lebensgemeinschaft un Lebensraum. Naturw. Wochenschr., N.F., 17 : 282-290, 297-303.

THIENEMANN, A., 1920.- Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien. Festchr. Zschokke, Basel, 4 : 1-14

THIENEMANN, A., 1925-26.- Das Salzwasser von Oldesloë. Mitt. Geogr. Ges. u. Natur. Mus. Lübeck, 30 : 53-195, 31 : 27-195.

THIENEMANN, A., 1925.- Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewäser, 1: 256 pp. Scheweizerbart, Stuttgart.

THIENEMANN, A., 1939.- Grundzüge einer allgemeinenn Ökologie. Arch. Hydrobiol., 35 : 267-285

THIENEMANN, A., 1951.- Vom Gebrauch und vom Missbrauch der Gewässer in einem Kulturlande. Arch Hydrobiol., 45 : 557-583.

VANNOTE, R.L., y colaboradores, 1980.- The river continuum concept. Canada J. Fish. Aquat. Sci., 37 : 130-137

USOS NO FOTOSINTETICOS DE LA LUZ EN PLANTAS ACUATICAS

F. Xavier NIELL, J. Angel GALVEZ, Felix LOPEZ-FIGUEROA y Patricia ALGARRA

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. MALAGA

Palabras clave: Adaptación pigmentaria, máximos profundos, fitocromo, activación enzimática.

SUMMARY

NON PHOTOSYNTHETIC USES OF THE LIGHT BY AQUATIC PLANTS

Key words: Pigment adaptation, deep maximus, phytochrome, enzymatic activation.

Aquatic plants live in adverse conditions: light, their energy source, is more concentrated in water than in themselves and nutrients, their matter source, are too much diluted and it could be difficult to catch them.

The position of plants in a water column is determined in the optimum by adaptative light reactions, and the extremes of distribution by saturation and compensation light intensities.

Adaptation does not coincides always with a nutrient maximum and could have different meanings. Some of these meanings could be prospected with the hypothesis od the existence of photoreceptors active and different light, which are switches or/and inducers of pigment adaptation, increasing the efficiency of light collection, and enzymatic and membrane changes which improve nutrient uptake and accumulation, by the usual or unusual metabolic pathways.

INTRODUCCION

El sentido economicista y antropocétrico con el que se ha estudiado y escrito, en general, la Limnología, entre otras ciencias ambientales, ha llegado siempre a considerar la luz, su extinción y su aprovechamiento por las plantas acuaticas sólo como una variante energética. La Luz tiene efectos otros muy diversos, cuyo balance cuántico puede ser irrisorio comparado con el fotosintético, pero con una gran transcendencia en el comportamiento, metabolismo y forma de los vegetales acuáticos. Dichos efectos serán tamizados en los procesos de selección. En una conferencia reciente, uno de nosotros (NIELL 1987) trató de exponer la importancia de estos usos alternativos de la luz por las plantas.

Las plantas acuáticas son organismos situados en una comprometida situación: viven en stress por extinción de la luz, que se concentra más en el medio que en ellas mismas (RAVIEN, 1984) y por dilución de nutrientes. La primera situación requiere procesos adaptativos extraordinariamente rápidos por la caracteristica cambiante de la luz incidente, que aprovecha a diferen-

tes longitudes de onda. Además, los fenómenos de captación luminosa presentan discontinuidad y desacoplamiento espacio-temporales, que se resuelven optimizando las respuestas de aprovechamiento energético. Estas diferencias proceden de la diferente velocidad a que se realizan los distintos fenómenos concatenados. La dilución de solutos, se supera con mecanismos propios y externos, que faciliten el régimen turbulento y la asequibilidad de nutrientes, así como con empleo energético en el transporte, y seleccionando enzimas afines a los distintos sustratos.

La influencia de la luz en las plantas acuáticas se puede clasificar de acuerdo con:

A. Irradianza,
B. Calidad de la luz
C. Fotoperiodicidad, que no será tratada aquí.

Los procesos influenciados por estas variables caracteristícas de la radiación lumínica son muchos y algunos de ellos importantes en ecología a nivel de las poblaciones vegetales.

A. EFECTOS DE LA IRRADIANCIA

Los efectos de la luz a distinta irradiancia son diversos (Fig. 1).

A más de 1000 mmol de luz se produce la emisión y el crecimiento de cigotos en gametófitos de Laminaria saccharina, 1.95 mol m^{-2} (LÜNING and DRING, 1975) y Macrocystis pyrifera, 2.60 mol m^{-2} (LÜNING and NEUSHUL, 1978), se inducen fenómenos morfogenéticos como crecimiento de apéndices en Scytosiphon lomentaria, 1.97 mol m^{-2}, y el desarrollo de estructuras bidimensionales en la misma especie 2.25 mol m^{-2}(DRING and LÜNING, 1975). Estos valores resultan, sin embargo, engañosos, porque están obtenidos por acumulación, no hay sistema de iluminación que alcance semejantes irradiancias y los valores medios por $m^{-2}s^{-1}$ son coherentes con los valores que inducen fenómenos de polaridad en Fucus spp y de desprendimiento de cigotos en Dyctiota dichotoma, así para la inducción de reproducción en L. saccharina se necesitan 0.23 µE $m^{-2}s^{-1}$ durante 90 días y 2.50 µE $m^{-2}s^{-1}$ es la radiancia media por día (79 días) en Macrocystis pyrifera según los autores antes citados.

Entre 100 y 1000 uE $m^{-2}s^{-1}$ se produce la saturación de asimilación en algunas plantas como Fucus a 350 uE $m^{-2}s^{-1}$, Laminaria 25-700 µE $m^{-2}s^{-1}$ y Rodofícas cespitosas 40-120 uE $m^{-2}s^{-1}$ (datos propios inéditos). Las plántulas de estas especies se saturan entre 5 y 15 µE $m^{-2}s^{-1}$, mientras que en Fucus la saturación del crecimiento se da a 200 µE $m^{-2}s^{-1}$, en Laminaria a 60 uE $m^{-2}s^{-1}$ y en las algas rojas a 30 µE $m^{-2}s^{-1}$.

Intensidades por debajo de 2.5 mE m^{-2} indicen respuestas fotoperiódicas en Porphyra tenera (DRING, 1967), fotoinducen periodicidad en huevos de Fucus a 0.17 mE m^{-2} (BENTRUP, 1963) o provocan reacciones de emisión de cigotos en Dyctiota dichotoma a 80.10 mE m^{-2} (BENTRUP, 1963).

Los mínimos activos se encuentran entre 2-20 µE $m^{-2}s^{-1}$ en macrófitos.

Contrariamiente a los conocimientos en macrófitos las intensidades de luz que controlan respectivamente la saturación y la compensación no están excesivamente especificados para microalgas, TALLING (1957) dió valores de saturación a 28-50 µE $m^{-2}s^{-1}$ para Asterionella formosa y 16 µE $m^{-2}s^{-1}$ para Melosira italica. Oscillatoria tiene puntos de saturación a 135-323 uE m^{-2} s^{-1} (JEWSON, 1976) mientras que Microcystis puede variar entre 58 y 232 uE m^{-2} s^{-1} según GANF (1975); en el plancton marino los valores van desde 105 a 500 uE $m^{-2}s^{-1}$ (Fig. 1).

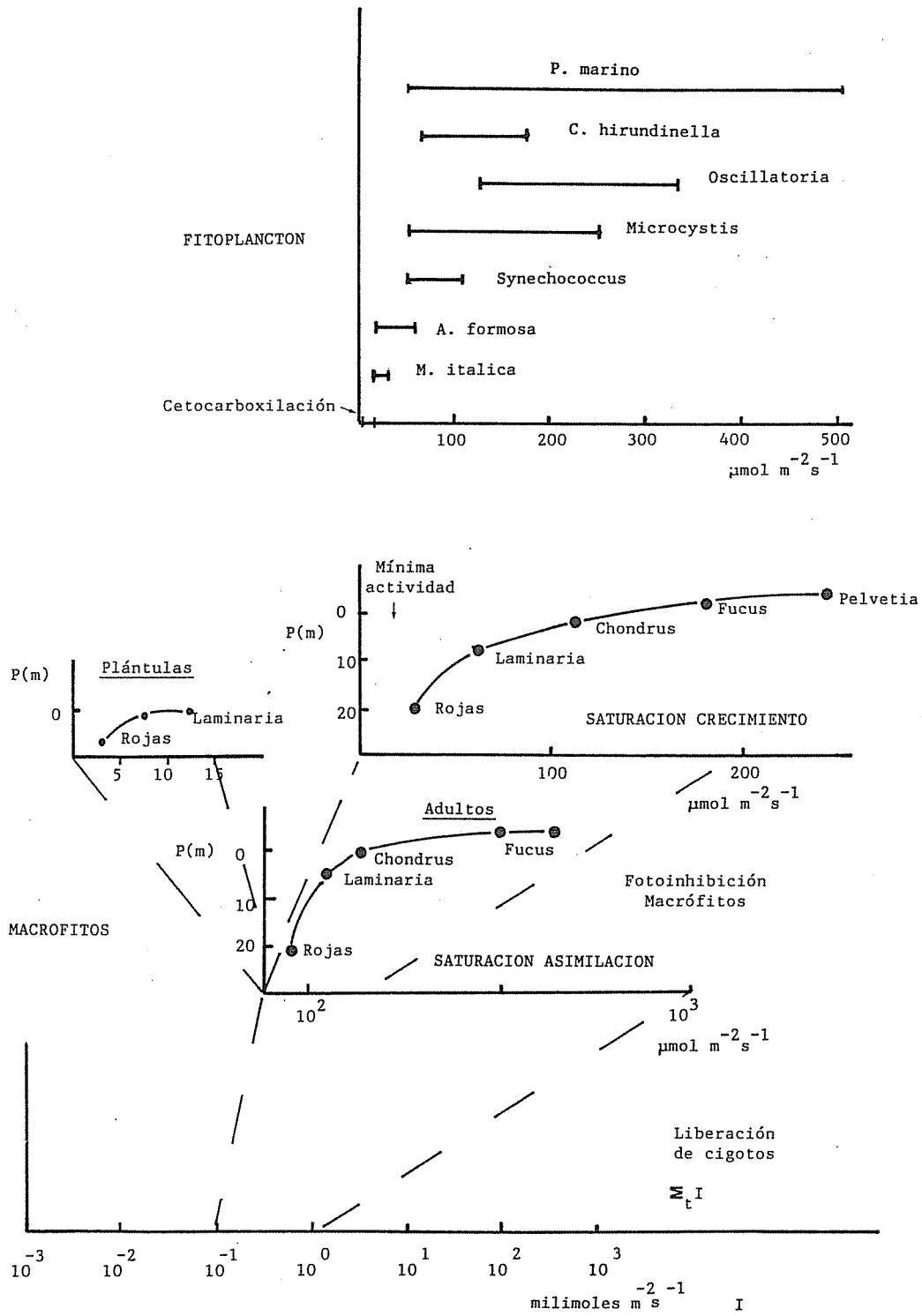


FIGURA 1.- Distintos usos de la luz en algas microscópicas y macrófitos (NIELL, 1987).

FIGURE 1.- Several uses of light in macro and mycrophytes (NIELL, 1987).

En medio de esta escasez, la ralización de estudios rutinarios para determinar el PC y PS ayudarían a comprender procesos de selección que explican la estratificación de las distintas especies y razas, que forman máximos a distintas profundidades (ALGARRA, 1982), pluri o monoespecíficas (GALVEZ, 1986 y GALVEZ et al., en prensa) (Fig. 2). Sobre el mecanismo adaptativo que denotan estos fenómenos STEELE (1964), FEE (1976) y KIEFER et al., (1979) consideran que manifiestan un aumento de clorofila a por célula en falta de luz y STEELE y YENISCH (1960), VENRICK et al. (1973), BROOKS Y TORKE (1977), BOWERS (1980), BIENFANG et al., (1983) y el mismo FEE (1976) prefieren pensar que estos máximos son efecto de la acción física de la termoclina.

Ceratium hirundinella y Peridinium cir[illegible]um, formam máximos profundos en nuestros embalses a una intensidad entre el 1 y el 3% de luz incidente (60 a 180 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$) que coinciden con las intensidades de luz especificadas por HEANEY Y EPPLEY (1981) a las que se acomodan dichas especies en experiencias de laboratorio. Conocida es la movilidad de estos máximos (DANDONNEAU, 1977) que no coincidirían con un comportamiento de explotación estructural, sino que estarían guiados por la adaptación a una irradiancia determinada, la velocidad de matación no sería un obstáculo puesto que alcanzan velocidades de hasta 0.5 m h^{-1} a baja temperatura, como KAMIKOWSKI y ZENTARA (1972) describen para Cachodina niei. Las reacciones fototácticas de C. hirundinella, Peridinium cinctum y Volvocáceas, Criptomonadáceas y Crisomonadáceas fueron señaladas desde hace años por TALLING (1971), BERMAN y RODHE (1971) y HAPPEYWOOD (1976) respectivamente.

La situación en un medio con nutrientes, cercano a la pignoclina térmica, ofrece beneficios singulares pues la barrera de densidad significa la existencia de un sistema "renovado" (WANGERSKY, 1977), tal como señalan para Ceratium hirundinella VILLALOBOS (1985), GALVEZ (1986) y GALVEZ et al., (en prensa).

El modelo que proponen los autores antes citados es muy antropocéntrico, se puede aducir que, en muchas ocasiones, en algunos organismos la adaptación a estas irradiancias no contribuirá a la supervivencia, antes al contrario, en el caso de algunos máximos, como el de Synechococcus sp en el Mediterraneo Occidental (Fig. 2), este se situa por debajo de la termoclina (ALGARRA et al., inédito), a un 0.5-1% de luz incidente que, según GLOBER (1986) y MURPHY y HAGEN (1985), es habitual donde está la cianodabteria, cuyo punto de saturación es 50-100 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$ (ALBERTE et al., 1984). En este último caso surgen preguntas como : ¿Puede tener este comportamiento alguna ventaja selectiva para estas especies?. ¿Cabe hacer algunas hipótesis sobre el papel de la luz en esta localización?. probablemente la clave la tenga el estudio de algunos fenómenos conocidos en luz atenuada, casi siempre azul.

B. CALIDAD DE LA LUZ

La adaptación pigmentaria se sugiere muy en el albor de la fisiología moderna, ENGELMAN (1893) define la adaptación cromática complementaria y OLTMANN'S (1892) define la adaptación a la intensidad de la luz.

JEFFREY (1981) recoge opiniones de diversos autores según la cual la luz verde estimula la síntesis de ficoeritrina y la luz roja la de ficocianina sin afectar mucho la de clorofila y la de los carotenos. Se supone que median en esta y en otras reacciones fotoreceptoras.

Estos receptores serían flavinas (PRESTY y DLBRÜC, 1978; VOSKRESENSKAYA, 1972 y SINGER y BRIGS, 1981) que actuarían como receptores en luz azul, fitocromo como mediador en la luz roja y los propios pigmentos azules y rojos, o en algunas de las ficobilinas asociadas, para la luz intermedia, verde. Hay abundante información recolectada por ALGARRA (1986) y DELGADO (1986) sobre

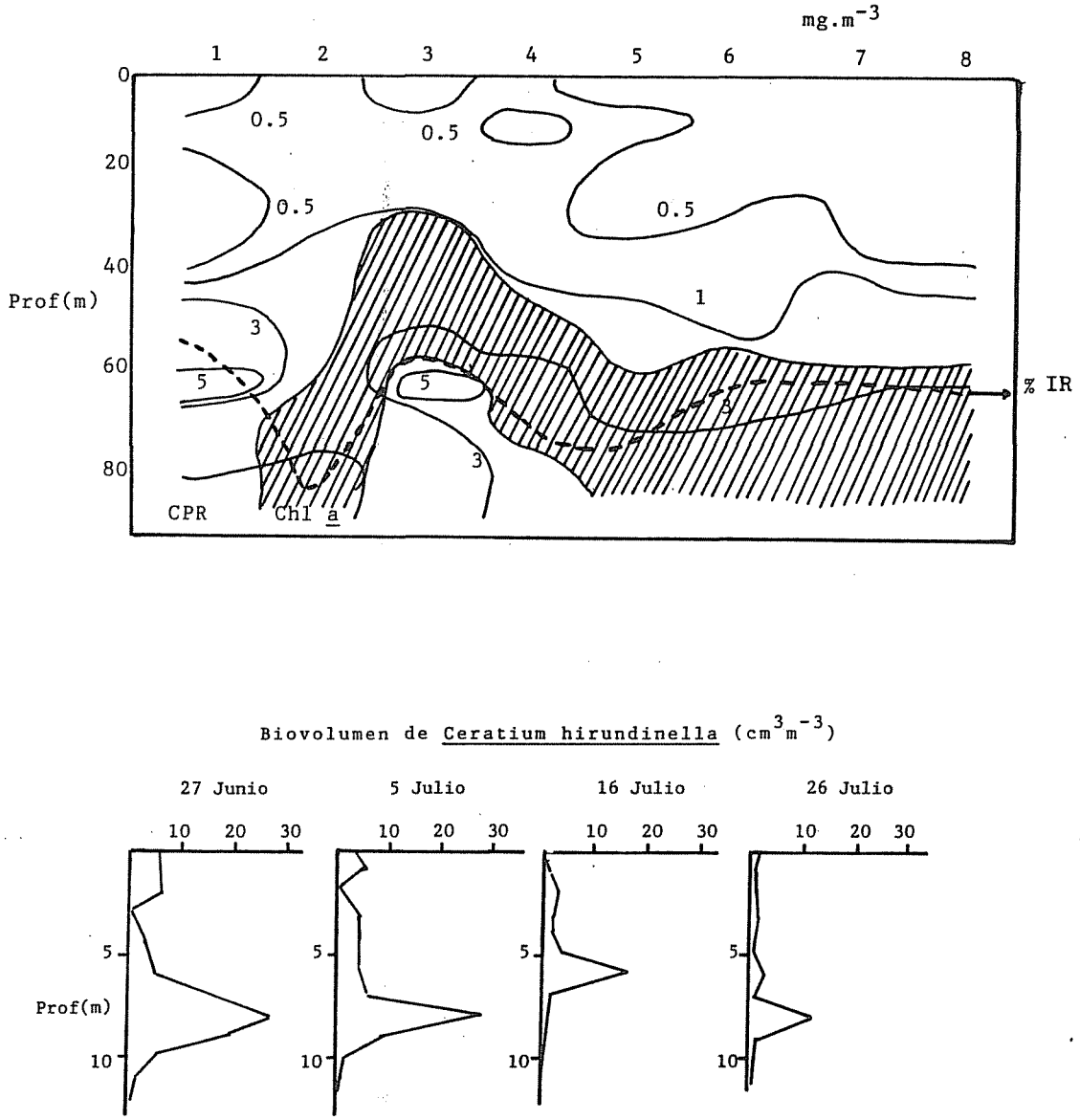


FIGURA 2 .- Perfil transversal entre Barcelona y Mallorca; se representa la isolínea de 1% de luz incidente. Las isolíneas de concentración de C-Ficoeritrina (mg m) vinculada a Synechococcus y la concentración de clorofila a por encima de 1 mg m (ALGARRA, et al., datos inéditos) en la zona sombreada.
Abajo: Perfiles del máximo subsuperficial de Ceratium hirundinella en el embalse de Rio Verde (GALVEZ, 1986).
Ambos máximos son de luz azul y coinciden con la irradiancia de acomodación máxima. Synechococcus está por debajo de la termoclina.

FIGURE 2 .- Up: Transect from Barcelona to Mallorca, 1% of incident light is indicated. Isolines are C-phycoerytrin from Synechococcus, Chlorophyll a (shaded area) is indicated from concentrations greater than 1 mg m .
Down: Deep maximum due to Ceratium hirundinella (GALVEZ, 1986).
Maximal values are detected in blue light and coincides with irradiance of accomodation of the species. Synechococcus is situated below the thermocline.

adaptación pigmentaria en macrófitos.

En una experiencia llevada a cabo por LOPEZ-FIGUEROA (inédito) en un estudio del comportamiento de diversas algas a distintos tipos de luz hemos estudiado la síntesis de clorofila a por Scenedesmus obliquus del pantano de Rio Verde. Los resultados obtenidos no eran coherentes con el comportamiento general del fitocromo y su sistema de activación-inactivación con luz roja-infrarroja y luz azul, presenta diferencias con el que se había obtenido con Porphyra umbilicalis, presentándose comportamientos inesperados en luz azul y en luz roja: El mecanismo de acción no es generalizable, como los autores clásicos pretendían y esta falta de generalidad , que se relaciona con efectos diversos: proporción de moléculas activas en el infrarrojo, efectos de alta irradiancia o a distinta proporción de luz roja e infrarroja, debe ser ulteriormente discutida con bases filogenéticas, autoecológicas y ecotípicas. Recientes estudios realizados por DELGADO (1986) con Calothrix, una cianobacteria colonial, refrendan la idea de comportamientos diferentes para distintos organismos.

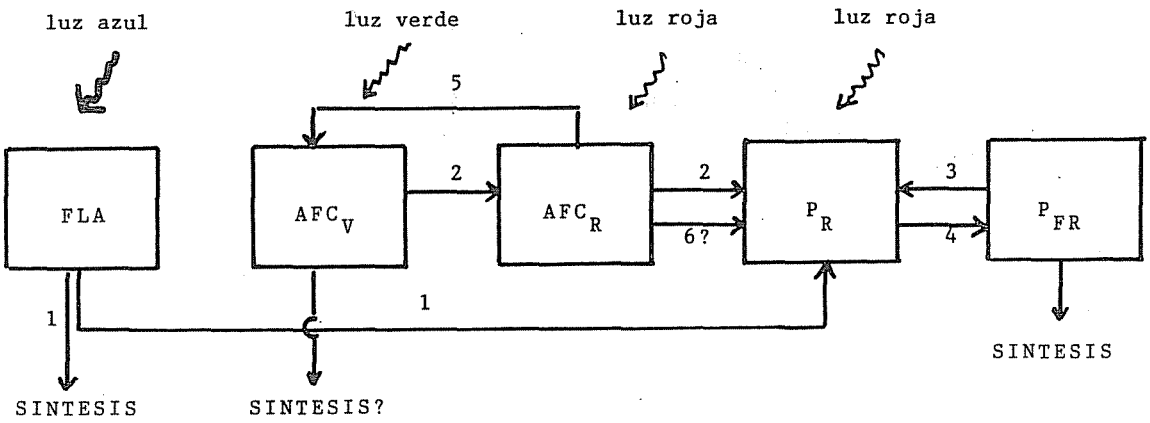
C. OTRO INTERES DEL ESTUDIO DE FOTORECEPTORES

Además de la adaptación pigmentaria hay otros efectos que se atribuyen al fitocromo, unos son de acción rápida en membrana (QUAIL, 1983; HENDRICK y BOTHWICK, 1967), y otros de acción lenta (LAMB y LAWTON, 1983) con manifestación genética (MOHR, 1980). Se han detectado efectos de orientación plastidial por acción del Ca en los complejos actinomiosómicos de Mougeotia (HAUPT y ÜBEL, 1975), despolarización en Nitella (WEISENSSEL y RUPERT, 1977), síntesis de aminoacil t-RNA en Euglena y activación de la nitrato reductasa en Chlorella vulgaris (TISCHNER y HUTTERMANN, 1978), todos ellos atribuibles a la acción del fitocromo. El último proceso es de absoluto interés, pero no es el único que, mediado por receptores, supondría una facilidad adaptativa con efectos enzimáticos. Así, la misma especie Scenedesmus obliquus Kütz evidencia un aprovechamiento del glicolato fotoinducido por luz azul. MIYACHI et al., (1980) presentan evidencias de cetocarboxilación por fosfoenolpiruvato en luz de intensidad tenue (0.66 uE m s), lo que permite la asimilación de carbono a intensidades de luz por debajo de 1% de la luz incidente; Scenedesmus, Sphaerocystis, Microcystis aeruginosa y Anabaena flosaque son organismos en los que se ha demostrado este proceso (COOD y STEWARD, 1980); en Euglena hay presencia de aspartato, que es el primer compuesto de la ruta (FREYSSINET, et al., 1979; KULANDHIVELU y SAROJINI, 1980), que está vinculada a la formación de compuestos por carboxilación de piruvato.

La luz azul crea cambios de flujo de iones, pues cambia el potencial de membrana, lo que podría tener interés en la incorporación del fósforo (VILLALOBOS, 1985 y FERNANDEZ, 1985). La tercera cuestión de interés es la descrita por WILD y HOPZAPFEL (1980) sobre la activación de la nitratoreductasa en luz azul y su inhibición con la luz roja. Estos efectos serían posibles a profundidades por debajo del 1% de luz incidente, donde no se ha comprobado la existencia de los organimos antes mencionados. La hipótesis de que estos procesos fueran generales y que los mediadores fueran distintos del fitocromo cobra interés y necesita ulteriores estudios que ahora discutiremos.

DISCUSION

La investigación alrededor del papel de la luz en procesos no fotosintéticos está por hacer en gran parte. Tiene, indudablemente aspectos teóri-



1 Estimulación directa por luz azul
Estimulación directa del P_R a P_{FR} por FLA:IND

2 Estimulación con luz verde y síntesis por AFC_V
Estimulación al pasar a AFC_R del P_R que da P_{FR} activo:IND

3 Activación del P_R a P_{FR}: - nivel membrana
- nivel genético

4 Reversión de la activación (posibles consecuencias no muy conocidas)

5 AFC_R se inactiva a AFC_V por luz roja

6 AFC_R activa al P_R por luz roja (sinergismo)

FIGURA 3.- Posibles hipótesis funcionales de interacción entre diferentes receptores.
FIGURE 3.- Hypothesis of funcional interaction between different photoreceptores.

cos que conviene desarrollar y que en algunos téxtos básicos como MORRIS(1980) MARGALEF (1981), ROUND (1981), LOBBAN et al. (1981), KIRK (1983), SHORPSHIRE y MOHR (1983) y RAVEN (1986) no vienen recogidos.

1) La distribución vertical de la mayor parte de las algas está determinada en su límite superior por el punto de saturación lumínico en la columna de agua, la inferior por el punto de compensación.

2) Los puntos de saturación y compensación varían adaptativamente en función de las variables del medio, las variaciones adaptativas son importantes, e incluso pueden ser de amplitud mayor que las registradas en el mismo sistema estacionalmente.

3) Los organismos móviles ocuparían posiciones "adecuadas" en la columna de agua que les facilitarían la asimilación de nutrientes en situacionesde gradientes de densidad actuando como barreras, pero esta disposición no está relacionada con la existencia de dichos gradientes, sino que está seleccionada por la intensidad de la luz.

4) Vivir a intensidades bajas, cercanas a hipotéticos puntos de compensación, significa que estos pueden verse modificados por la actuación de la luz azul como desencadenadora de activación de enzimas como la nitratoreductasa; facilitación de vias alternativas como cetocarboxilación, o provocando cambios de polaridad en la membrana que permiten la absorción de fósforo y otros nutrientes.

5) Conviene hacer un "screning" en diversas algas para establecer que calidad de luz propicia la adaptación en síntesis pigmentaria y en incremento de eficiencia metabólica, así como el estudio de los receptores y su posible interacción sinérgica e inhibidora, estableciendo un modelo a tal efecto del que se da una muestra para la adaptación pigmentaria de una cianobacteria del género Calothrix (Fig. 3).

Hemos visto tres tipos de procesos en que la luz está actuando de "otra manera": adaptación pigmentaria, adaptación enzimática y adaptación de membrana, son procesos fundamentales que conviene encuadrar en la naturaleza, en embalses o lagos donde se conozcan bien nuestros repetidos ciclos anuales, que se pueden usar como laboratorio para ensayar procesos fisiológicos en un marco limnológico e interpretarlos con una base de teoría ecológica.

BIBLIOGRAFIA

ALBERTE, R.S., A.M., WOOD, T.A. KUSAR, R.R. GUILLARD, 1984.- Novel phycoerythrins in marine Synchococcus ssp characterization and evolutionary and ecological implitations. Plant. Physiol., 75 : 732-739.

ALGARRA, P., 1982.- Gradientes espaciales de pigmentos clorofílicos como indicadores de stress en sistemas acuaticos y sedimentarios. Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga : 97 pp.

BENTRUP, F. 1963:0 Vergeinchende untersuchunger zur polaritäsinduktion durch das litch an der equisetumspore und der Fucuszigote. Planta, 59 : 472-491.

BERTMAN, T, W.R. RHODE, 1971.- Distribution and migration of Peridinium in lake Kinneret. Mitt. Int. Ver. Limnol., 19 :266-270

BIENFANG, P., J. SZYPER, E. LAWS, 1983.- Sinking rate and pigment responses to light limitation of a marine diatom: implications to dynamics of chlorophyll maximum layers. Oceanol. Acta, 6 : 55-62.

BOWERS, J.A., 1980.- Effects of thermocline displacement upon subsurface chlorophyll a in lake Michigan. J. Fish. Res. Board. Can., 36 : 2280-2287.

COOD, G.A., R. STEWARD, 1980.- The photoinactivation of microalgal Ribulose-Biphosphate Carboxylase: its phisiological and ecological significance. En Sender (ed.) The blue light syndrome. Springer Berlin, Heidelberg, New YorK : 392-400

CULLEN, J.J., R.W. EPPLEY, 1981.- Chlorophyll maximum layers of the Southern California Bight and possible mechanisms of their formation and maintemence. Oceanol. Acta, 4 : 23-32.

CULLEN, J.J., E. STEWARD, E. REWGER, R.W. EPPLEY, C.D. WINANT, 1983.- Vertical motion of the thermocline, intracline and chlorophyll maximum layers in relation to currents on the Southern California shelf. J. Mar. Res., 41 : 239-262

DANDONNEAU, Y., 1977.- Variations nycthémérales de la profondeur au maximum de chlorophylle dans le Dome d'Angola (Fevrier-Mars 1971) Cahier ORSTOM.Ser. Oecanographie, 1 : 27-37.

DELGADO, A., 1986.- Control de la síntesis pigmentaria por los fotorreceptores fitocromo y ficocromo en la cianobacteria "Calothrix crustacea" Schousboe. Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga : 187 pp.

DRING, M.J., 1967.- Phytochrome in red alga Porphyra tenera. Nature, 215 : 1411-1412.

DRING, M.J., K. LÜNING, 1975.- Photomorphogenesis of brown algal in the laboratory and in the sea. Int. Seawed Symp., 8 : 159-166.

ENGELMAN, T.W., 1983.- Farbe and assimilation. Bot. Zeit., 41 : 1-13.

FEE, E.J., 1976.- The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes area, Northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. Limnol. Oceanogr., 30 : 227-230.

FERNANDEZ, J.A., 1986.- Modelos global y celular de flujo de fósforo en embalses de regiones subáridas con alta erosión. Tesis Doctoral. Universi de de Málaga : 283 pp.

FREYSSINET, G., G.C. HARRIS, M. NASITIR, J.A., ACHIFF, 1979.- Events surroun ding the early development of Euglena chloroplasts: Biosynthesis of cytochrome C-552 in wild type muntant cell. Plant Physiol., 62 : 908-915.

GALVEZ, J.A., 1986.- Heterogeneidades verticales pigmentarias en el embalse eutrófico de la Concepción (Istán, Málaga). Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga : 122 pp.

GALVEZ, J.A., F.X. NIELL, J LUCENA (en prensa).- Description and mechanism of formation of deep chlorophyll maximum due to Ceratium hirundinella (F. Müller) Bergh. Archiv. Hydrobiol.

GANF, G.G., 1975.- Photpsynthetic production and irradiance-photosynthesis relationships of the phytoplankton from a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). Oecologia, 18 : 165-183.

GLOVER, H:E., M.D., KELLER, R.R.L. GUILLARS, 1986.- Light quality and oceanic ultraphytoplankters. Nature : 319 : 142-143.

HAPPY-WOOD, C.M., 1976.- Vertical migration patterns in phytoplankton of mixed species composition. Br. Phycol. J., 11 : 355-369.

HAUPT, W., H. ÜBEL, 1975.- Zur mechanismus der phytochromwirkung bei der chloroplast bewegung vbon Mougeotia. E. Pflanzenphysiol., 75 : 165-171.

HEANEY, S.I., R.W. EPPLEY, 1981.- Light, temperature and nitrogen as interacting fators affecting diel vertical migrations of dinoflagellates in culture. En Research of the marine food chain. Institute of Marin Resources. Report nº 80-1. Univ. of California : 165-180.

HENDRICKS, S.B., H.D. BOTHWICK, 1967.- The funtion of phytochrome in regulation of plant growth. Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 58 : 2125-2130.

JEFFREY, S.W., 1981.- Responses to light in aquatic plants, En Lange, O.L., P.S. Nobel, C.B., Osmond, H. Zeigler (eds.) Phisiological Plant Ecogy. I. Responses to the physical environment. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg. New York : 250-176.

JEWSON, D.H., 1976.- The interactive of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (long Weagh, Nothern Ireland). Fresh. Water Biology, 6 : 551-576.

KAMIKOUSKI, D., S. ZENTARA, 1972.- The diurnal vertical migration of motile phytoplankton through temperature gradients. Limnol. Oceanog. , 22 : 148-151.

KIEFER, D.A., R.J. OLSON, D. HOLM-HANSEM, 1976.- Another look at the nitrite and chlorophyll maxima in the Central North Pacific. Deep Sea Res., 23 : 1199-1208.

KAMIYA, A., S. MIYACHI, 1980.- Blue light effects on some algae collected from substrate chlorophyll layer in the Western Pacific Ocean. En Senger, H. (ed). The blue light syndrome; Springer, Berlin, Heidelberg, New York : 605-613.

KIRK, J.T.O. 1983.- Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press : 401 pp.

KULANDHIVELU, G., G. SAROJINI, 1980.- Blue-light induced enhacement in activity of certain enzymes in heterotrophycally grown cultures of Scenedesmus obliquus. En Senger, H. (ed.) The Blue Light Syndrome, Springer, Berlin. Heidelberg. New York : 373-380.

LAMB, C.J., M.A. LAWTON, 1983.- Photocontrol of gene expression, En Shropshire, W., H. Mohr Encyclopedia of Plant Physiology : 213-258.

LOBBAN, J.S., P.J. HARRISON, M.J. DUNCAN, 1985.- The physiological Ecology of Seaweeds, Cambridge University Press : 242 pp.

LÜNING, K., M.S., DRING, 1975.- The influence of light quality on the developmen of the brown algal Pelalonia and Scytosiphon. Br. Phycol. J., 8 : 333-338.

LÜNING, K., M. NEUSHUL, 1978.- Light and temperature demands for growth and reproduction of laminarian gametophytes in Southern and Central California. Mar. Biol., 45 : 297-309.

MARGALEF, R., 1981.- Limnología. Omega. Barcelona : 1010 pp.

MOHR, H., 1980.- Interacción between bue light and phytochrome in photomorphogenesis. En Senger, H. (ed.) The Blue Light Syndrome, Springer. Berlin, Hiedelberg, New York: 97-109.

MORRIS, I., 1980.- The physiological ecology of phytoplankton. Blackwell : 625 pp.

MURPHY, R.S., F.M. HAUGEN, 1985.- The distribution and abundance of phototrophic ultraplankton in the North Atlantic. Limnol. Oceanog. , 30 (1) : 47-58.

NIELL, F.X, 1987.- La reproducción de las algas: Consideraciones de interés en acuicultura. En Espinosa, J, V. Labarta (eds.) Reproducción en acuicultura. CAICYT : 297-321.

OLTMANNS, F., 1892.- Uber die kultur und lebensbedurgungen der meersalgen. J. Wiss. Bot., 23 : 349-440

PRESTY, D., M. DELBRÜC, 1978.- Photoreception for biosynthesis, energy storage and vision. Plant. Cell. Environ., 1 : 81-100.

QUAIL, P.H., 1983.- Rapid action of phytochrome in photomorphogenesis En Shropshire; W, H. Mohr. Encyclopedia of Plant Physiology : 154-178.

RAVEN, J.A., 1984.- Energetics and transport in aquatic plants. Alan R. Liss. Ind. N. York : 587 pp.

ROUND, F.E., 1981.- The ecology of algae. Cambridge University Press: 653p

SENGER, H., W.R. BRIGS, 1981.- The blue light receptor(s): primary reactions and subsequent metabolic changes. Photochem. Photobiol. Rev., 6 :1-37.

SHORPSHIRE, W., H. MOHR, 1983.- Photomorphogenesis. Encyclopedia of Plant Physiology, 16-B. Springer Verlang, Berlin. Heidelberg, N. York: 841pp.

STEELE, J.H., C.S. YENTSCH, 1969.- The vertical distribution of chlorophyll. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 39 : 217-226.

STEELE, J.H., 1964.- A study of production in the Gulf of Mexico. J. Mar. Res. 22 : 212-222.

TALLING, J.F., 1957.- Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater rediation. New Phytol., 56 : 29-50.

TALLING, J.F., 1971.- The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology od freshwater phytoplankton. Mitt. Int. Verein. Limnol., 19 : 214-243.

TISCHENER, R., A. HUTTERMANN, 1978.- Ligth-mediated activation of nitrate reductase in synchrorus Chlorella. Plant Physiol., 62 : 284-286.

VENRICK, E.L., J.A. McGOWAN, A.W. MANTYLA, 1973.- Deep maxima of photosynthetic chlorophyll in the Pacific Ocean. Fish. Bull., 71 : 41-52.

VILLALOBOS, J.A., 1985.- Incorporación de fósforo en dos comunidades del em-embalse eutrófico de La Concepción (Istán, Málaga). Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga : 129 pp.

VOSKRENSKAYA, N.P., 1972.- Blue light and carbon metabolism. Ann. Rev. Plant. Physiol, 23 :219-234.

WANGERSKY, P.G., 1977.- The role of particulate matter in the productivity of surface waters. Helgölander Wiss Meeresunters, 30 : 546-564.

WEISENSSEEL, M.H., H. KRUPERT, 1977.- Phytochrome and calcium ions are involved in light indiced membrane depolarization in Nitella. Planta, 137 : 225-229.

WILD, A., A. HOPZAPPEL, 1980.- The effect of blue and red light on the content of chlorophyll, citocrome f, soluble reducing sugar. soluble proteins and nitrate reductase activity during growth of the primary leaves of Synapis alba. En Senger, H (ed.) The blue light syndrome. Springer. Berlin, Hiedelberg, New York : 445-451.

WILD, A, R. ZERBE, 1977.- The effect of different light intermities on the nitrate reductase activity, the concentration of soluble proteins and soluble reducing sugar Sinapis alba growth from germination to the flowering plants. Biochem. Physiol. Pflanz. 171 : 201-204.

FISH PRODUCTION IN RIVERS UNDER HUMAN IMPACT

Tadeusz PENCZAK* and Richard H.K. MANN**

* Institute of Environmental Biology, University of Lodz 90-237 LODZ ul. Banacha 12|16, POLAND
**Freshwater Biological Association, River Laboratory, East Stoke, Wareham, Dorset BH20 6BB, England.

Key words: Fishes. Production. River. Human impact.

SUMMARY

The measurement of fish production is potentially a useful tool in fishery management. Not only can it be used to asses the impact of environmental change on the well-being of a population, but it can lead to an estimate of the optimum harvest (or yield) for a particular fishery. But the successful application of production information depends greatly on the accuracy of the component data, especially population density. Gross errors in these quantitative estimates can result in ill-advised management regimes.

Relatively few of the papers examined in this review deal directly with the effects of habitat change, and those that do are confined largely to studies of salmonid-dominated fish communities. Most other invertigations may be classed as fundamental research projectsdesigned to advance our knowledge of fish population dynamics, and to provide a firm ecological basis for future fishery management.

Tha mechanisms controlling the levels of fish production in rivers are still poorly understood (MAHON,BALON, 1985) Abiotic factors, especially floods, appear to determine population densities in many head-water habitats (CRISP et al., 1974, 1975; WATERS, 1983; PENCZAK, MOLINSKI, 1984). But the potential maximum production in such waters may be under biotic control (MAHON, BALON, 1985; ZALEWSKI, NAIMAN, 1985), chiefly through the levels of autochthonous and allochthonous food resources, which regulate growth rates (STATZNER, HIGLER, 1985); though even these variables may be under abiotic influence (WATERS, 1983; ZALEWSKI, NAIMAN, 1985). Hence the density-dependent regulating mechanisms for salmoids, often apparent in more productive waters, are rerely brought into play because population densities are not sufficiently high. Where they operate in more stable environments, then cover for fish (plants, stones) can play a major role in setting the levels of population density.

Fish production data (in the Ivlev sense) have much potential in fishery management, especially in assessing the impact of environmental perturbations or in determining optimum fish harvests. But the component parameters require accura

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 25-37

te estimation in order to predict the outcome of a particular management regime with any confidence. Errors in riverine studies can arise from the variability of habitats along the river continuum (STATZNER, HIGLER, 1985; ZALEWSKI, NAIMAN, 1985) unless sampling sites are chosen with sufficient care to avoid fish species composition or age-structures to be misrepresented in the samples.

Productivity levels are under both biotic and abiotic influence, with the latter being of prime importance in many upland waters. Biotic variables (cover, food, predation) have more influence in stable environments, although physical parameters, especially water temperature, can still play a major role in determining the characteristics of local fish populations.

Salmonid studies dominate the literature, but as yet we know little about the dynamics of non-salmonid populations. We would encourage more studies on the latter, particularly of the 0 group fish.

INTRODUCTION

To begin the title of this paper it is necessary to explain that there are no restrains in its contents. We would like to underline that pristine rivers are almost nonexistent phenomenon nowadays (HORWITZ, 1978; SEDELL, LUCHESSA, 1982; STATZNER, HIGLER, 1985). We suppose that main source of limitations so as to explain the relationships between production values and abiotic and biotic factors are connected with unknown precise human impact extended to the investigated river.

The International Biological Programme provided a useful stimulus to production studies at all trophic levels and led, directly of indirectly, to several review articles pertaining to fish (CHAPMAN, 1967, 1978; WATERS, 1977; MORGAN et al., 1980; NEVES, 1981). Despite all this activity, it was noted by MORGAN et al. (1980) that factual information on basic parameters such as mean biomass and production was sparse. The above reviews embrace both lacustrine and riverine studies, but in our paper we concentrate on the problems associated with flowing-waters. In particular we examine the constraints that such habitats impose upon the estimation of fish production, and we discuss the factors which determine productivity levels.

DEFINITION

Despite the efforts of many writers (e.g. CHAPMAN, 1967; WATERS, 1977) there is still confusion in the literature over the use the term "production". In this paperwe use production in the IVLEV (1945) sense: Production is the total quantity of tissue elaborated by a fish population during a stated period of time, even though not all of it may survive to the end of that time.

As production as a synthesis of population biomass, recruitment and the instantaneous rates of growth and mortality, it is especially responsive to the welfare of the population and to the effects of environmental change. However, production does not indicate fully the importance of a particular group of animals (e.g. cohort, population) in terms of energy turnover, although such information may be acquired vis production estimates (ALLEN, 1951;

TABLE I.- Range of production (P) estimates and turnover ratio (P/B) for non-salmonid fishes in North American rivers.

SPECIES	P(g $m^{-2}yr^{-1}$)	No. of estimates	P/B	No. of estimates
Ambloplites rupestris	0.03-0.24	2	1.13	1
Campostoma anomalum	0.89-1.36	2		
Catastomus commersoni	0.14-4.20	2	2.03-3.92	2
Clinostomus funduloides	0.07	1		
Cottus bairdi	0.82	1		
C. carolinae	4.25	1		
C. cognatus	5.94	1	1.20	1
Cyprinodon nevadensis	155.40*	1	5.00	1
Etheostoma caeruleum	0.06-0.63	3	1.33	1
E. flavellare	0.02-1.65	6	1.35-2.36	1
E. nigrum	0.06-0.36	3	3.01	1
E, sagitta	0.06-0.42	2		
E. spectabile	2.65	1		
Ericymba buccata	0.16	1		
Hypentelium nigricans	0.64-5.48	2	1.30-1.97	2
Micropterus dolomieui	0.01-0.05	2	7.53	1
Moxostoma rhothoecum	0.54	1		
Nocomis leptocephalus	0.11	1		
Notropis chrysocephalus	0.17	1		
N. cornutus	0.30-1.99	2	2.07-3.10	2
Pimephales notatus	0.38-1.36	3	2.79-3.10	3
Prospium williamsoni	5.31	1		
Rhinichthys atratulus	0.32-0.36	3	2.39-2.50	2
R. cataractae	0.10-0.86	3	2.22-2.92	2
Semotitlus atromaculatus	0.81-9.26	5	1.05-2.48	5
Mean (±95% conf. limits)	1.56 (±0.85)		3.01 (±1.25)	

data from:GOODNIGGHT,BJORNN,1971;LOTRICH,1973; SMALL, 1975; PETROVSKY, WATERS, NAIMAN, 1976; MAHON et al., 1979; HALYK, BALON, 1983; NEVES, PARDUE; 1983; PENCZAK, MAHON, BALON, 1984).

* not included in the mean value.

WARREN et al., 1964; MAN, 1982, 1983).

Production, as defined above, should not be confused with "yield", although the two words are sometimes treated as synonyms. In fishery terms, yield is that part of the annual production of a population that is cropped by man, or moves from one habitat to another (as in the migration of Salmo salar smolts to the sea). Thus yield is dependent upon the level of production and, in a fishery, on the degree of fishing effort. Conversly, a high fishery yield (hence a high fishing mortality) may affect subsequent production by reducing the number of larger, older fish, as occurred with Barbus callensis in an Algerian river (PENCZAK, MOLINSKI, 1984).

Note that production is rate; it is expressed as weight (or energy) per unit area per unit time.

Presentation of methods how to measure of production and its components (density, mortality, fecundity, instantaneous growth rate, body length

TABLE II.- Range of production (P) estimates and turnover ratio (P/B) for salmonid fishes in rivers.

SPECIES	P($g\ m^{-2}yr^{-1}$)	No. of estimates	P/B	No. of estimates
Salmo clarki	3.50- 4.90	3	0.87-1.06	3
S. gairdneri	1.30-13.20	4	1.49	1
S. salar	0.22-11.00	16	1.41	2
S. trutta	0.11-54.70	53	0.48-2.70	37
S. alpinus	0.01- 2.22	8		
S. fontinalis	0.64-30.00	11	0.71-2.54	9
Oncorhynchus kisutsch	8.00	3		
O. tschwytscha	0.60- 2.51	2		
Means (±95% conf. limits)	9.65 (±3.05)		1.57 (±0.31)	

data from: ALLEN, 1951; HORTON, 1961; HORTON et al., 1968; CHAPMAN, 1965, 1966 LOWRY, 1966; COOPER, SCHERER, 1967; LIBOSVARSKY, 1968, 1971; HUNT, 1969, 1974; Le CREN, 1969; ELWOOD, WATERS, 1969; LUSK, ZDAZILEK, 1969; EGGLISHAW, 1970; LIBOSVARSKY, LUSK, 1970;HOPKINS, 1971; MAN, 1971; POWER, 1973; ALAKSANDER, MacCRIMON, 1974; CRISP et al., 1974, 1975; HANSON, WATERS, 1974; MORTENSEN, 1977, 1982; EGGLISHOW, SHACKLEY, 1977; CRISP, CUBBY, 1978; MILNER, et al., 1978; O'CONNOR, POWER, 1976; WATERS, 1982, 1983; WITWORTH, STRANGE, 1983; LOBON-CERVIA, PENCZAK, 1984; PENCZAK et al., 1985; LOBON-CERVIA et al., 1986.

and body weight at time of annulus formation and so on) is not indispensable for the limnologists and ecologists.We considerer that we should be mainly concentrating on factors wich are limiting our investigations in rivers.

We belive that it is not difficult to investigate the fish production value at site in small, lowland, aluvial rivers. in such rivers with limited hiding places, reduced to small clamps of macrophytes, we can conduct almost total catch (PENCZAK, 1981). But accuracy of a sampling and its credibility is inversly correlated with river size. Not everyone remembers about the inexorable pressure of the truth included in this statement and makes attempt at assessing fish stock in bigger and bigger rivers. Such obstinate enthusiasts may sometime, however, contribute to the development of knowledge.

In rivers whose water levels fluctuate widely there is a difficulty in assessing stream area. LOTRICH (1973) suggested that stream length may be more useful than area as the basis for appraising or comparing the dynamics of intermittent streams. However, he used minimum stream area on which to base his production estimates, as have other involved with streams with a variable discharge (CRISP, et al., 1974, 1975; PENCZAK, MOLINSKY, 1984). The latter authors observed a ten-fold difference in the production level of fish in a seasonal river in north Algeria, depending on whether minimum or maximum stream area was used in the computation.

REVIEW OF THE LITERATURE

The range of production estimates and turnover ratios (P/B) for salmonid fishes world-wide and for non salmonids in Europe and North America are shown in Tables I-III. Few data were found for rivers outside Europe and North

TABLE III.- Range of production (P) estimates and turnover ratio (P/B) for non-salmonids fishes in European rivers.

SPECIES	P(g $m^{-2}yr^{-1}$)	No. of estimates	P/B	No. of estimates
Abramis brama	0.15	1		
Alburnus alburnus	52.80	1	1.62	1
Alburnoides b. strimonicus	0.03- 0.12	3	1.23	3
Anguilla anguilla	0.09- 9.30	5	0.57-1.73	3
Aspius aspius	0.15	1	0.49	1
Barbus barbus	0.60- 0.43	2	1.87	1
B. cyclolepis	0.50- 5.61	5	1.10	5
B. b. bocagei	0.23-17.50	5	0.30-1.44	5
Blicca bjoerkna	0.01	1		
Chondrostoma nasus	0.01- 0.95	2	0.20	1
C. polylepis	1.59-10.01	6	0.56-1.72	6
Cobitis paludicola	0.14	1	1.98	1
Cottus gobio	0.40-43.10	12	1.33-3.19	3
Exox lucius	0.15- 0.52	5	0.67-1.16	4
Gasterosteus aculeatus	0.10-42.30	7	0.90-3.70	5
Gobio gobio	0.03-11.70	11	1.00-2.86	11
Leucaspius delineatus	0.09	1	2.25	1
Leuciscus cephalus	0.01- 9.40	12	0.28-2.03	12
L. leuciscus	0.23- 2.60	3	0.37-1.75	3
Lota lota	0.01	1		
Noemacheilus barbatulus	0.10-17.35	6	0.21-1.90	2
N. bureschi	0.01-2.31	3	1.32	3
Perca fluviatilis	0.01- 2.03	3	0.30	1
Phoxinus phoxinus	0.01- 3.90	9	1.90-2.00	9
Pungitius pungitius	1.80	1	0.61	1
Rutilus rutilus	0.20-17.80	4	0.32-1.14	3
R. arcasii	0.03- 1.55	5	1.71-2.30	5
Silurus glanis	0.02	1	0.35	1
Stizostedion lucioperca	0.09	1	0.66	1
Mean (±95% conf. limits)	5.89±2.86		1.32±0.42	

data from': BACKIEL, 1970, 1971; MATHEWS, 1970,1970; Le CREN, 1962; CRISP, et al., 1974, 1975, 1984; LIND, KAUKORANT, 1975, MANN, 1971,1980; PENCZAK et al., 1976,1982, PHILIPPART, 1977, 1981; RAMUSSEN, THERKILDSEN, 1979; PENCZAK, 1981; PENCZAK et al., 1985; KICKLEY, BAILEY, 1982; LOBON-CERVIA, PENCZAK, 1984 MANN, PENCZAK, 1984; PENCZAK, MOLINSKI, 1984; LOBON-CERVIA et al., 1986; O'HARA, PENCZAK, 1987.

America, notable exceptions being the studies by ALLEN (1951) and HOPKINS (1971) en New Zealand, and by BISHOP (1973) in small Malayan river in which estimates of 36 to 90 g m^{-2} yr^{-1} for the whole fish community were obtained using the model described by HUET (1964), and by WATSON, BALON (1984) in rain forest stream of nothern Borneo where estimates of 26.1 to 261.5 g $m^{-2}yr^{-1}$ (mean: 76.7) for the all populations.

The highest estimate for single species is 155.4 g $m^{-2}yr^{-1}$ for the Armagosa pupfish, Cyprinodon nevadensis, a short-lived herbivore living in a warmwater spring (28-34ºC) and subjet to year-round growth conditions (NAIMAN, 1976). Other high estimates are 54.7 for Salmo trutta (ALLEN, 1951), 52,8 for

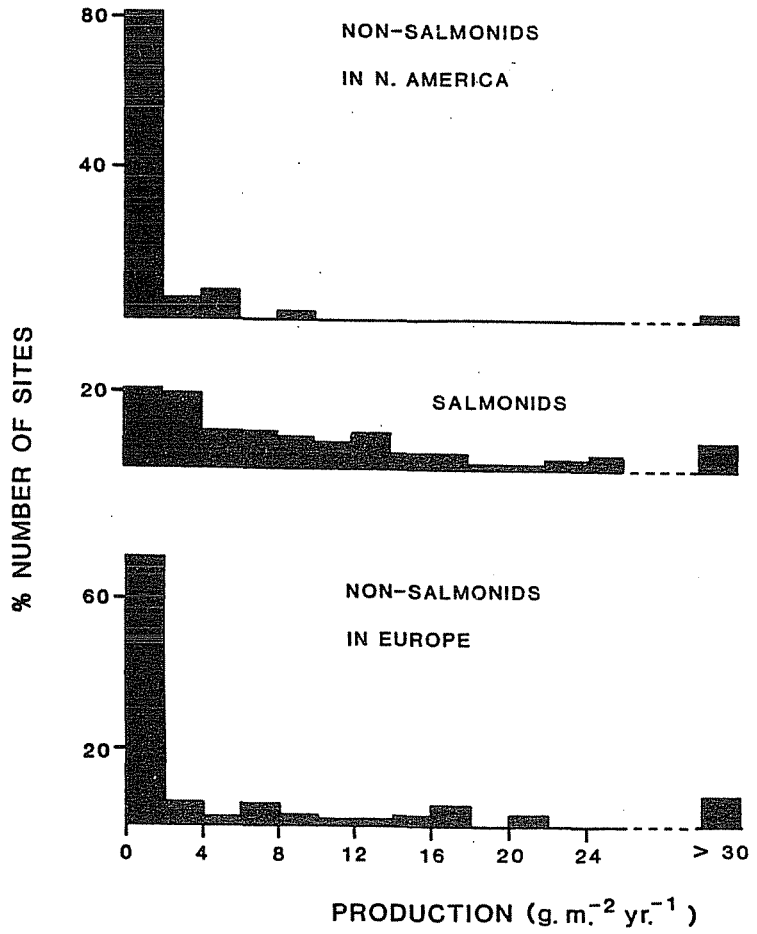


FIGURE 1
Frecuency-distribution (%) of production estimates for non-salmonid fishes in North America (N = 48) and Europe (N = 118), and salmonid fishes world-wide (N = 100).

the small cyprinid Alburnus alburnus in the river Thames (MATHEWS, 1970, 1971) 43.1 for the sculpin, Cottus gobio in a small chalkstream in southern England (MANN, 1971), and 74.0 for stone loach, Noemacheilus barbatulus in the upper course of the Utrata River, Poland (PENCZAK, 1981).

For stream salmonids, Le CREN (1969) suggested that there was an upper production limit of 12 g $m^{-2}yr^{-1}$. Subsequent studies have indicated the seiling to approximate 30 g $m^{-2}yr^{-1}$, and the frequency distribution (Fig. 1) shows that only four estimates equalled or oxceeded this value; viz. 54.7 (ALLEN, 1951), 46.2 (LOBON-CERVIA et al., 1986), and 33.1 (MORTENSEN, 1982) for S. trutta and 30.0 for Salvelinus fontinalis in Big Spring, Pennsylvania (COOPER, SCHERER, 1967).

More studies of salmonid production have been made than for any other group of fishes. ALLEN's (1951) high rate is often considered to be an overestimate, but COOPER, SCHERER (1967) point out that ALLEN's population

estimates are similar to those for S. fontinalis in Big Spring, but the S. trutta grew very much faster. They argued that this faster growth is sufficient to explain the high trout production in the Horokiwi Stream.

The pronounced effect that local environmental conditions have on the level of fish production, particulary in relation to fish cover, was highlighted by CHAPMAN (1966). later, HUNT (1969) demostrated the effect experimentally; following habitat improvements in Lawrende Creek, Wisconsin he recorded an increase fron 3.7 to 16.7 g $m^{-2}yr^{-1}$ in the production of S. fontinalis. Natural variations in relation to habitat structure were recorded also for S. trutta and C. gobio in a small stream in southern Engalnd (MANN, 1971,1983) Lower densities of both species were found in a heavily-shaded section than in a adjacent open containing many submerged macrophytes. No difference in growth rate were observed, but EGGLISHAW, SHACKLEY (1977) found the environmental factors influenced the population densities of S. trutta and S. salar in a Scottish stream, and that growth rates were inversly proportional to population density. In many Norwegian rivers, the species S. trutta, S. salar and Salvelinus alpinus are segregated according to substrate type (POWER, 1973). Also, the presence of cover in the form of boulders and large stones greatly enhances the holding capacity of the rivers for fish, and hence influences the production level.

A benefical change as a result of man's activities was decribed by CRISP et al., (1984). The production of juvenile S. trutta in small moorland streams increased after the main river into which the flowed had been impounded to form a reservoir. An increase in the recruitment was related to an increased size of adults spawning in the tributaries (hence more eggs were laid) and to a deeper cutting of the redds by the larger adults (hence more eggs survived the effects of floods). The release of cold hypolimnial water from a new impoundment prevented the successful spawning of the previously abundant species Rhinichthys atratulus and Etheostoma flabellare (PENCZAK, et al., 1984). These two species plus four less common ones were replaced by three new species in the study area and, despite lower water temperatures, total annual production was tripled.

Geographic variation in the production of individual species, related to the basic productivity of the streams,has been recorded widely (COOPER, SCHERER, 1967; CRISP et al., 1974, 1975), and it is supported by the results of the enrichment of experimental streams with sucrose (WARREN, et al., 1964).

ALLEN (1969) suggested that natural selection, operating through the influence of environmental factors on individuals in two isolated populations, could result in genetic differentiation between the two groups. However a reciprocal transfer of C. gobio between two very different habitats resulted in the transferred sculpins assuming the growth and reproductive characteristics of the local population (MANN et al., 1984). In this example, at least, the genotype appeared capable of a wide range of phenotipic expression, with the characteristics of a specific population being determinated by local conditions. Such plasticity of life-history tactics may underely the successful stablishment of many temperate species into a wide range of habitats (MANN, et al., 1984).

As it was mentioned in the chapter "Definition", the open-ended nature of rivers can pose problems in the study areas. By studying review work devoted to the assessment of fish stocks in rivers one can easily see that this difficult and time-consuming task has become a serious limitation in ecological theory. To minimize the obstacle, ichthyologists have examined and analysed many parameters influencing sampling and the accuracy of assessing density and standing crop, e.g. sampling time, sampling techniques, gear, behaviour

of sampled animals, the use of environmental parameters,etc. (ZALEWSKY, 1986). However, the length of the river section used for sampling has not always been taken into account (PENCZAK, 1985). Consequently, the actual choice of site has not been a subject of investigation, and thus has been determined from arbitrary decisions. Only the homogenous structure of the section for sampling and the representation of the site for the investigated river section have been considered (PENCZAK, 1985); at the most it has been observed that when "the small species were numerous" it was sufficient to fish a shorter section of the river (WILLIAMS, HARCUP, 1974).

So far the importance of the choice of the river section, for the optimal density assessment, has been fully recognized and substantiated only for plant studies, inmobile invertebrates and large mammals.

In the case of large rivers, the problem of the choice of site is important because most of the qualitative and quantitative composition of ichthyofauna fluctuates commutatively along the whole course. The production of transistory fish can be estimated for the period they remain in the study area, provided that the frequency of sampling is adequate. But some data concerning fish movements, and more widespread sampling, are necessary if status of the whole (biological) populations is required. CRISP et al. (1974, 1975) tackled this problem by combaining an intensive study of a few, selected sites with a more general survey of many sites over whole of catchment. Although the sampling regime was compromise between logistics and scientific requeriments, combination of the two sets of data led to a realistic evaluation of fish production.

Because we gathered considerable amount of data on the turnover ratio (Table I-III) we would like to reveal a fact that no all investigators are using average biomass ($\bar{B}$) for calculation of production for no directly investigated species ("other species"). WATERS (1977) proposed the use of maximum biomass (B max.) instead of B, but we found no examples of its use in estimating fish production - possibly because B max. is more difficult to determine from field data than is $\bar{B}$. ALLEN (1971) noted that both mean age and mean life-span are reciprocals of the $P/\bar{B}$ ratio if there is constant exponential mortality, a point also demeonstrated by LEVÊQUE (1978). Later, BANSE, MOSHER, (1980) examined the relationship between $P/\bar{B}$ and mean body weight at maturity; they found linear log:log relationships for several groups of animals including fish. However, more accurate data on $P/\bar{B}$ ratios are required for many fish species before any of these relationships can be used to determine production levels accurately, although the information for salmonids is approaching this position.

REFERENCES

ALEXANDER,D.R., MacCRIMMON,H.R., 1971.- Production and movement of juvenile rainbow trout (Salmo gairdnieri) in a headwater of Bothwell's Creek, Georgian Bay, Canada. J. Fish. Res. Bd. Canada, 31 : 117-121

ALLEN, K.R., 1951.- The horokiwi Stream: a study of trout population. Fish Bull. N.Z., 10 : 1-238

ALLEN,K.R., 1969.- Limitations on production in salminod populations in streams. In Northcote, T.G. (ed.) Symposium on Salmon and Trout in streams : 3-18, MacMillan Lecture, Univ. Brithis Columbia.

ALLEN, K.R., 1971.- Relation between production and biomass. J. Fish. Res. Bd. Canada, 28 :1573-1581

BACKIEL, T., 1970.- Production and consumpcion in the population of Aspius aspius (L.) of the Vistula River. Pol. Arch. Hydrobiol., 17 : 249-258

BACKIEL, T., 1971.- Production and food consumpcion of predatory fish in the Vistula River. J. Fish. Biol., 3 : 369-405

BANSE, K., MOSHER, S., 1980.- Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. Ecol. Monogr., 50 : 355-379

BISHOP,J.E., 1973.- Limnology of a small Malayan river, Sungai Gombak. W. Junk B.V. Publishers. The Hage.

CHAPMAN, D.W., 1965.- Net production of juvenile coho salmon in three Oregon streams. Trans. Am. Fish. Soc., 94 : 40-52

CHAPMAN, D.W., 1966.- Food and space as regulators of salmonid populations in streams. Am. Nat., 100 : 345-357

CHAPMAN, D.W., 1967.- Production in fish populations. In Gerking, S.D. (ed.), The biological Basis of Freshwater Fish Production : 3-29. Wiley. New York.

CHAPMAN, D.W., 1978.- Production in fish populations. In Gerking, S.D. (ed.), Ecology of Freshwater Fish Production : 5-25. Blackwell Sci. Publ. Oxford.

COOPER, E.L., SCHERER, R.C., 1967.- Annual production of brook trout (Salvelinus fontinalis) in fertile and infertile streams of Pennsylvania. Proc. Pa. Acad. Sc., 41 : 65-70

CRISP, D.T., CUBBY, P.R., 1978.- The populations of fish in tributaries of the River Eden on the Moor House National Nature Reserve, northern England. Hydrobiologia, 57 : 85-93

CRISP, D.T., MANN, R.H.K., CUBBY, P.R., 1984.- The effects of impoundment upon fish populations in afferent streams al Cow Green Reservoir. J.Appl. Ecol., 21 : 739-756

CRISP, D.T., MANN, R.H.K., McCORMACK, J.C., 1974.- The populations of fish at Cow Green, Upper Teesdale, before impoundment. J. Appl. Ecol., 11 : 969-996

CRISP, D.T., MANN, R.H.K., McCORMACK, J.C., 1975.- The populations of fish in the river tees system on the Moor House National Nature Reserve, Westmorland. J. Fish. Biolo., 7 : 573-593

EGGLISHAW, H.J., 1970.- Production of salmon and trout in a stream in Scotland J. Fish. Biol., 2 : 117-136

EGGLISHAW, H.J., SHACKLEY, P.e., 1977.- Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-75. J. Fish. Biol., 11 : 647-672

ELWOOD, J.W., WATERS, T.F., 1969.- Effects of floods on food consumpcion and production rates of a stream brook trout population. Trans. Am. Fish Soc., 98 : 253-262

GOODNIGHT, V.H., BJORNN, T.C., 1971.- Fish production in two Idaho streams. Trans. Amer. Fish. Soc., 100 : 769-780

HASON, D.L., WATERS, T.F., 1974.- Recovery of standing crop and production rate of a brook trout population in a flood-damaged stream. Trans. Amer. Fish. Soc., 103 : 431-439

HALYK, L.C., BALON, E.K., 1983.- Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. Can. J. Zool., 61 : 2446 -2464

HIKLEY, P. BAILEY, R.G., 1982.- Observations on the growth and production of chub Leuciscus cephalus and dace Leuciscus leuciscus in a small lowland river in southeast England. Freswat. Biol., 12 : 167-178

HOPKINS, C.L., 1971.- production of fish in two small streams in the north Island of New Zealand. N. Z. J. Mar. Frshw. Res., 5 : 280-290

HORTON, P.A., 1961.- The bionomics of brown trout in a Dartmoor stream. J. Anim. Ecol., 30 : 311-338

HORTON, P.A., BAILEY, R.G., WILSDON, S.I., 1968.- A comparative study of the bionomics of the salmonids of three Dartmoor stream. Arch. Hydrobiol 65 : 187-204

HORWITZ R.J., 1978.- Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. Ecol. Monogr., 48 : 307-231

HUET, M., 1964.- The evaluation of fish productivity in fresh waters. Verh. Internat. Verein. Limnol., 15 :524-528

HUNT, R.L., 1969.- Effects of habitat alteration on production, standing crop and yield of brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin. In Northcote, T.G. (ed.) Symposium on Salmon and Trout in Stream : 281-312. Mac Millan Lecture, Univ. British Columbia

HUNT, R.L., 1974.- Annual production by brook trout in Lawrence Creek during eleven successive years. Wisc. Cons. Dept. Tech. Bull., 48 : 1-35

IVLEV, V.S., 1945.- The biological productivity of waters. Ups. Sovrem Biol., 19 : 198-220 (Engl. version 1966. J. Fish. Res. Bd. Canada, 23 : 1727-1759).

LE CREN E. D. , 1969.- Estimates of fish populations and production in small streams in England. In Northcote, T.G. (ed.) Symposium on Salmon and trout in Streams : 269-280, MacMillan Lecture. Univ. Bretish Columbia

LE CREN, D.D., 1972.- Fish production in freshwaters. Symp. Zool. Soc. Lond., 29 : 115-133

LEVÊQUE, C. 1978.- Estimation du rapport P/B à partir de la longévité des espèces. Verh. Internat. Verein Limnol., 20 : 2122-2166

LIBOSVARSKY, J., 1968.- A study of brown trout population (Salmo trutta morpha fario L.) in Loucka Creek (Czechoslovakia). Acta Sci. Nat. Brno, 2 : 1-56

LIBOSVARSKY, J., 1971.- Umrtnost a produkce pstuha v pstruhovych tocich (Mortality and production of brown trout in trout streams). Vertebr. Zpravy, 2 : 87 (engl. summ.)

LIBOSVARSKY, J., LUSK, S., 1970.- The bionomics and net production of brown trout (Salmo trutta morpha fario L.) in Loucka Creek, Czechoslovakia Ekol. pol., 18 : 361-382

LIND, E., KAUKORANTA, E., 1975.- The pike, Exos lucius L., in the estuary of the Oulujoki river. II Population. Ichth. Fenn. Bor., 3-4 : 41-66

LOBON-CERVIA, J., PENCZAK, T., 1984.- Fish production in the jarama River, Central Spain. Hol. Ecol., 7 : 128-137

LOBON-CERVIA, J., de SOSTOA, A., MONTANES, C., 1986.- Fish production and its relation with the community structure in a aquifer-fed stream of Old-Castile (Spain). Pol. Arch. Hydrobiol., 33

LOTRICH, V.A., 1973.- Growth, production and community composition of fishes inhabiting a first-, second- and third-order stream of eastern Kentucky. Ecol. Monogr., 43 : 377-397

LOWRY, G.R., 1966.- Production and food of the cutthroat trout in three Oregon coastal streams. J. Wildl. Mgmt., 30 :754-767

LUSK, S., ZDRAZILEK, P., 1969.- Contribution to the bionomics and production of the brown trout (Salmo trutta m. fario) in the Lusova Brook. Zool. listy, 18 : 381-342

MAHON, R., BALON, E.K., 1985.- Fish production in warmwater streams in Poland and Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42 :1211-1215

MAHON, R., BALON, E.K., NOAKES, D.L.G., 1979.- Distribution, community structure and production of fishes in the upper Speed River, Ontario: a preimpoundment study. Env. Biol. Fish., 4 : 219-244

MANN, R.H.K., 1971.- The populations, growth and production of fish in four small streams in southern England. j. Anim. Ecol., 40 : 155-190

MANN; R.H.K., 1980.- The numbers and production of pike (Exos lucius) in two Dorset rivers. J. Anim. Ecol., 49 : 899-915

MAN R.H.K., 1983.- Fish production in English chalkstreams. Proc. 2nd Jornadas Ictiologia Ibérica, Barcelona (in print)

MANN, R.H.K., MILLS, C.A., CRISP, D.T., 1984.- Geographical variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish. In Wooton, R.J., (ed.) Fish Reproduction: Strategies and Tactics : 170-186, London, Academic Press.

MANN, R.H.K., PENCZAK, T., 1984.- The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in Central Poland J. Fish. Biol., 24 : 173-185

MATHEWS, C.P., 1970.- Estimates of production with reference to general surveys. Oikos, 21 : 129-133

MATHEWS, C.P., 1971.- Contribution of young fish to total production in the River Thames near Reading. J. Fish. Biol., 3 : 157-180

MILNER, N.J., GEE, A.S., HEMSWORTH, R.J., 1978.- The production of brown trout Salmo trutta, in tributaries of the Upper Wye, Wales. J. Fish. Biol. 13 : 599-612

MORGAN, N.C., BACKIEL, T., BIETSCHKO, S., DUNCAN, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA,A., KAJAK, Z., KITCHELL, J.F., LARSSON, P., LEVEQUE, C., NAUWERCK, A., SCHEMER, F., THORPE, J.E., 1980.- Secondary production. In. Le Cren, E.D., Lowe-McConnell, R.H. (eds.) The Funtioning of Freshwaters Ecosystems : 247-340, Cambridge University Press.

MORTENSEN, E., 1977.- Fish production in small Danish streams. Folia Limnol. Scand., 17 : 21-26

MORTENSEN; E., 1982.- Production of trout, Salmo trutta, in a Danish stream Env. Biol. Fish., 7 : 349-356

NAIMAN, R.J., 1976.- Productivity of a herbivorous pupfish (Cyprinodon nevadensis) in a warm desert stream. J. Fish Biol., 9 : 125-137

NEVES, R.J., 1981.- Fish production in warmwater streams. In Krumholz, L.A. (ed.) Warmwater Streams Symp., Am. Fish. Soc. : 356-363. Bethesda, Maryland, U.S.A.

NEVES, R.J., PARDUE; G.B., 1983.- Abundance and production of fishes in a small Appalachian stream. Trans. Am. Fish. Soc., 112 : 21-26

O'CONNOR, J.F., POWER, G., 1976.- Production by brook trout (Salvelinus fontinaliis) in four streams in the Matamek watershed, Quebec. J. Fish. Res. Bd. Canada, 33 : 6-18

O'HARA, K., PENCZAK, T., 1987.- Production of the three-spined stickle-back, Gasterosteus aculeatus L., in the River Weaver, England. Freshwater Biology,

PENCZAK, T., 1981.- Ecological fish production in two small lowland rivers in poland. Oecologia (Berl.), 48 : 107-111

PENCZAK, T., 1985.- Influence of site area on the estimation of the density of fish populations in a small river. Aquaculture and Fish. Mgmt., 1 : 273-285

PENCZAK, T., JANKOV, J., DIKOV, Ts., ZALEWSKI, M., 1985.- Fish production in the Mesta River, Rila Mountain, Samokov, Bulgaria. Fish Res., 3 : 201-221

PENCZAK, T., MAHON, R., BALON, E.K., 1984.- The effect of an impoundment on the upstream and downs stream fish taxocenes (Speed River, Ontario, Canada). Arch. Hydrobiol., 99 : 200-207

PENCZAK, T., MOLINSKI, M., 1984.- Fish production in Oued Sebaou, a seasonal river in North Algeria. J. Fish Biol., 25 : 723-732

PENCZAK, T., SUSZYCKA, E., MOLINSKI, M., 1982.- production, consumption and energy transformation by fish populations in a small lowland river. Ecol. Pol., 30 : 111-137

PENCZAK, T., ZALEWSKI, M., MOLINSKI, M., 1976.- Production of pike, roach, and chub in a selected fragment of Pilica River (barbel region). Pol. Arc. Hydrobiol., 23 : 139-153

PETROVSKY, C.E., WATERS, T.F., 1975.- Annual production by the slimy sculpin population in a small Minnesota trout stream. Trans. Am. Fish. Soc., 104 : 237-244

PHILIPPART, J.C., 1977.- Contribution à l'étude de l'écosystème "Rivière de la zone à barbeau supèrieure" : densité, biomasse et production des populations de poisson de l'-urthe. In: Duvigneaud, P., Kestemont,P. (eds.) Productivité biologique en Belgique : 551-567. Duculot, Gemloux

PHILIPPART, J.C., 1981.- Ecologie d'une population de vandoises, Leuciscus leuciscus (L.) dans la rivière Ourthe (bassin de la Meuse, Belgique) Annls. Limnol., 17 : 41-62

POWER, G., 1973.- Estimates of age, growth, standing crop and production of salmonids in some north Norwegian rivers and streams. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 53 : 78-111

RASMUSSEN, G., THERKILDSEN, B., 1979.- Food, growth and production of Anguilla anguilla L. in a small Danish stream. Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer., 147 : 32-40

SEDELL, J.R., LUCHESSA, K.J., 1982.- Using the historical record as an aid to salminid habitat enhancement. In Armantrout N.B. (ed.) Asquisition and utilization of aquatic habitats inventory information : 210 -223. Western Division American Fisheries Society. Bethesda. MD.

SMALL, J.W., 1975.- Energy dynamics of benthic fishes in a small Kentucky stream. Ecologu, 56 : 827-840

STATZNER, B., HIGLER, B., 1985.- Questions and comments on the river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42 : 1038-1044

WATSON, D.J., BALON, E.K., 1984.- Structure and production of fish communities in tropical rain forest streams of northern Borneo. Ca. J. Zool., 62 : 927-940

WARREN, C.E., WALES, J.H., DAVIS, G.E., DOUDOROFF, P., 1964.- Trout production in a experimental stream enriched with sucrose. J. Wildl. Mgmt., 28 : 617-660

WATERS, T.F., 1977.- Secondary production in inland waters. Adv. Ecol. Res., 10 : 91-164

WATERS, T.F., 1982.- Annual production by stream Brook charr population and its principal invertebrate food. Env. Biol. Fish., 7 : 165-170

WATERS, T.F., 1983.- Replacement of brook trout by bronw trout over 15 years in a Minnesota stream: production and abundance. Trans. Am. Fish. Soc., 112 : 137-146

WHITHWORTH, W.E., STRANGE, R.J., 1983.- Growth and production of sympatric brook and rainbow trout in an Appalachian stream. Trans Am. Fis. Soc., 112 : 469-475

WILLIAMS, R., HARCUP, M.F., 1974.- The fish populations of an industrial river in South Wales. J. Fish. Biol., 6 : 395-414

ZALEWSKI, M., 1986.- Factors affecting the efficiency of electrofishing in rivers. Hydrobiology, 27 : 56-69

ZALEWSKI, M. Naiman, R.J., 1985.- The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. In. Alabaster, J.S., (ed.) Habitat modification and freshwater fisheries : 3-9. Butterworths, London. Boston.

CALCULO DE LOS CAUDALES DE ENTRADA DE AGUA POR LAS CUBETAS EN EL LAGO DE BANYOLES.

Elena ROGET y Xavier CASAMITJANA

Departamento de Física y Institut d'Ecologia Aquàtica.
Col.legi Universitari de Girona. Universitat Autònoma de Barcelona.
Hospital, 6. 17071 GIRONA.

Palabras clave: sedimento en suspensión, balance hídrico ,cubeta, modelo físico.

SUMMARY

UNDERGROUND INCOMING WATER THROUGH THE BASINS IN BANYOLES LAKE.

Key words: suspended sediment, hidric balance, basin, physical model.

The suspended sediment in the basins with underground incoming water of Banyoles lake (42° 7' N , 2° 47' E) has been studied. We introduce here a physical model which describes it. This model let us know how much water is coming into the lake through each basin. Up to now the whole flow has been stimated by the balance of superficial running water (streams). However the results obtained show that a considerable part of the water is leaving the lake through a layer of travertine as it was expected. It has also been showed that almost the 9/10 part of the underground incoming water comes through one of the eight basins that are known.

INTRODUCCION

El sedimento en suspensión del lago de Banyoles ha sido descrito por JULIÀ (1980), ABELLÀ (1982) y SANZ (1985) entre otros. Se designa por sedimento en suspensión al conjunto agua/sedimento en suspensión que se encuentra dentro de cada cubeta con aportación subterránea, a partir de una cierta profundidad. En este trabajo se presentan una serie de mediciones que corroboran la homogeneidad macroscópica del sedimento en suspensión y otras, que muestran la estructura de la interfase agua-sedimento en suspensión, hasta ahora desconocida.

El caudal que fluye a través de las cubetas ha sido estimado, en su conjunto, indirectamente mediante el balance de los caudales superficials de arroyos y acequias en el lago (DUTRAS et al.,1984). Falta

sin embargo, conocer el caudal a través de cada una de ellas. Su conocimiento aportaría un elemento cuantitativo de interés para el estudio comparativo del comportamiento de las distintas cubetas: condiciones de mezcla, estado de mineralización del agua, etc. Se propone aquí por primera vez, un modelo físico que explica la existencia de sedimento en suspensión y permite, gracias a la homogeneidad antes mencionada, el cálculo de los distintos caudales.

MATERIAL Y METODOS

El nivel de la interfase agua-sedimento en suspensión se ha detectado mediante perfiles de ecosondación. Se ha utilizado una ecosonda Foruno FE-450 de 50 Hz alimentada a 12 DC por un generador de 7 HP.

Las muestras se han tomado con una botella limnológica de Ruttner (Hydro-Ex Upsala) de 1,8 l de capacidad y de 50 cm de altura. Para las extracciones de sedimento en suspensión de la interfase (más precisas) se ha utilizado una bomba peristáltica conectada a un mostreador laminar.

La porosidad del sedimento en suspensión se ha medido evaporando las muestras a 115°C y utilizando la expresión:

$$\epsilon = (1 - (m_s / m_t))\rho_r$$

donde m_s es la masa del sólido obtenida después de eliminar el agua, m_t la masa total utilizada y ρ_r la densidad relativa del sedimento en suspensión respecto al agua.

La velocidad de sedimentación media de las partículas (v_{sm}) la deducimos directamente en la gráfica profundidad/tiempo, del desplazamiento de la interfase superior de una muestra que sedimenta en un recipiente, cuando la influencia del fondo no ha alcanzado aún a la interfase. Esta velocidad corresponde a la pendiente de la primera parte de la curva de sedimentación, tal como se ve en la figura 1 para el caso concreto del sedimento de la cubeta I.

La lectura de las secciones se ha realizado en un mapa batimétrico inicialmente realizado por JULIÀ (1.980) y modificado por ABELLÀ (1.980) y MORENO-AMICH y GARCIA-BERTHOU (en preparación).

RESULTADOS

EL SEDIMENTO EN SUSPENSIÓN EN LAS CUBETAS

El sedimento en suspensión se comporta como un flúido con densidades comprendidas entre 1,05 y 1,50 g cm^{-3}. Dentro de una misma cubeta se puede afirmar que la densidad global prácticamente no varia. En la tabla 1 se muestran algunas medidas que confirman esta homogeneidad. En la misma tabla se observa que si se trabaja solamente con dos cifras significativas (g cm^{-3}) ésta se mantiene constante para distintas

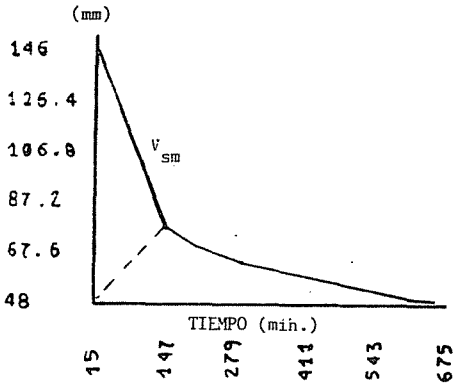


fig.1-Curva de sedimentación de una muestra de la cubeta BI. (18-5-86). **Settling curve for the suspended sediment from the basin BI (18-5-86).**

PROFUNDIDAD - DENSIDAD (m) - (gr/cm^3)								
B VII - 2 Julio 86			**B VI - 6 Febrero 86**			**B IV - 23 Julio 86**		
22	-	1'000	22	-	1'000	18	-	1'000
23	-	1'130	23	-	1'280	19	-	1'020
25	-	1'130	45	-	1'350	19'5	-	1'230
29	-	1'130	67	-	1'348	30	-	1'237
B III - 23 Julio 86			**B II - 23 Julio 86**			**B I - 2 Julio 86**		
25	-	1'000	42	-	1'000	26	-	1'000
26	-	1'235	44	-	1'227	28	-	1'060
30	-	1'265	50	-	1'228	30	-	1'078
35	-	1'262	55	-	1'224	33	-	1'080
45	-	1'266				38	-	1'080
						65	-	1'084

Tabla 1- Densidad del sedimento en suspensión en distintas profundidades para distintas cubetas. **Suspended sediment's density at diferent depth for diferents basins.**

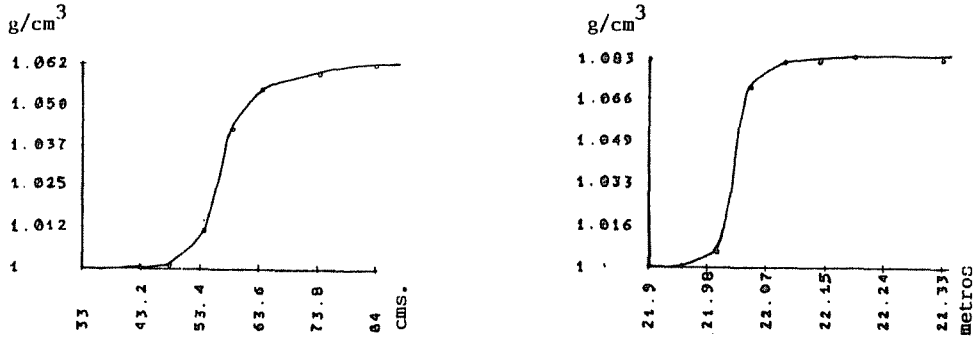


fig.2: a- Variación de la densidad con la altura en la interfase de BVII (mayo, 86). **Variation of density related to depth in the interface of BVII (may 86).** b-Idem BI (mayo, 86). **Id. BI (may 86).**

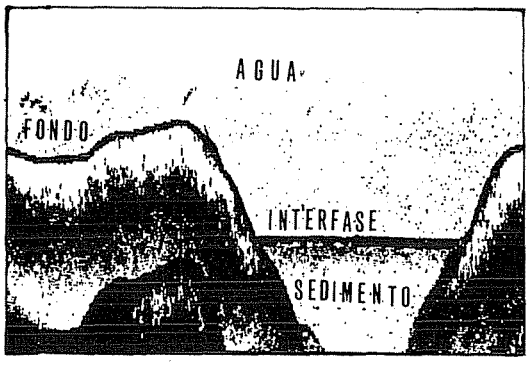


fig.3- Ecograma de una cubeta con sedimento en suspensión donde se observa claramente la interfase. **Ecosondation profil of a basin with suspended sediment.**

profundidades dentro de cada cubeta.

La interfase agua-sedimento en suspensión se concentra en una zona de unos cincuenta centímetros, tal como se ve en la figura 2, obtenida a partir de las medidas realizadas el 18 de mayo de 1.986. Así, en las zonas del lago en que hay cubetas con alimentación freática, se puede considerar que su volumen está ocupado por dos capas fluidas, la inferior formada por el sedimento en suspensión más densa y la superior de agua, tal como puede observarse en la figura 3.

MODELO FISICO

El flujo neto de partículas (J_t) dentro de las cubetas debe corresponder a la superposición de tres fenómenos: el de difusión (J_d), el de sedimentación (J_s), y el de arrastre por el agua (J_a). Así pues

$$J_t = - D(\partial c/\partial y) + cu - cv_s \qquad (I)$$

donde D es el coeficiente de difusión, u la velocidad a que fluye el agua, v_s la velocidad de sedimentación de una partícula y c la concentración de éstas. $\partial c/\partial y$ es la variación del número de partículas con la altura por unidad de volumen.

La ecuacuón de balance deducida a partir de la conservación del número de partículas es:

$$\partial c/\partial t = - \partial J_t/\partial y \qquad (II)$$

y sustituyendo (I) en (II) obtenemos:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial y}\left[-D \frac{\partial c}{\partial y} + cu - cv_s\right] \qquad (III)$$

En las cubetas de Banyoles el sedimento está en una situación estacionaria ($\partial c/\partial t = 0$) y de equilibrio ($J_t = 0$). Por lo tanto

$$-D(\partial c/\partial y) + c.u - cv_s = 0 \qquad (IV)$$

e integrando:

$$c(y)=c_o \exp((u-v_s)y/D) \qquad (V)$$

Según (V), la homogeneidad del sedimento en suspensión en la misma cubeta (c(y)=ct.) implica necesariamente que u sea igual a v_s, cosa totalmente impensable.

Sin embargo, en una mezcla bifásica sólido-líquido, la velocidad de sedimentación media de las partículas (v_{sm}) está relacionada con la que tendría una sola de ellas (v_s) por la expresión $v_{sm} = f(C)v_s$, donde f(C) es una función decreciente de la fracción de volumen ocupada por el sólido (C) siendo f(0)=1. Llamaremos a esta función, función de retardo ("hindered settling function" DAVIS et al.,1.985). Por lo tanto en la expresión (V) se sustituirá v_s por v_{sm}, que es la velocidad real a la que sedimenta una partícula en suspensión en las condiciones que se encuentra en el lago. Consiguientemente si c(y)=ct. u= v_{sm} ,existiendo para cada u una redistribución del sedimento, y por lo tanto una C, que cumple u = $f(C)v_s$.

CALCULO DE LOS CAUDALES

El caudal que emerge de cada cubeta será el producto de la velocidad con que fluye el agua en una sección dada, por esta sección. Sin embargo, en la zona con sedimento en suspensión, la sección real es inferior a la leída directamente del mapa batimétrico ya que el sedimento en suspensión ocupa un espacio físico por el cual, obviamente, el agua no podrá circular. Este hecho se corrige multiplicando la sección por la porosidad.

A partir de lo anteriormente expuesto el caudal que emerge de una cubeta en un momento determinado será $Q = \epsilon A v_{sm}$ donde v_{sm} es la velocidad de sedimentación media de una muestra extraída a una profundidad donde la sección de la cubeta es A y su porosidad ϵ . En la tabla 2 se presentan los caudales obtenidos el 5 de noviembre de 1.986.

CUBETA	BI	BII	BIII	B IV	B V	B VI	B VII
AREA (m^2)	64.575 ± 580	21.200 ± 288	699 ± 256	3.149 ± 701	490 ± 160	375 ± 156	1.106 ± 310
ϵ	0'95 ± 0'02	0'77 ± 0'02	0'86 ± 0'02	0'91 ± 0'02	0'75 ± 0'02	0'82 ± 0'02	0'94 ± 0'02
v_{sm} (mm/min)	0'483 ± 0'002	0'023 ± 0'002	0'700 ± 0'006	0'700 ± 0'006	0'025 ± 0'005	0'105 ± 0'001	0'721 ± 0'007
CAUDAL (1/s)	493'8 ± 16'8	6'2 ± 0'1	7'0 ± 2'8	7'0 ± 2'8	14'9 ± 4'5	29'0 ± 8'4	12'5 ± 3'9

tabla 2- Cálculo de los caudales freáticos a través de cada cubeta en el dia 5 de noviembre de 1986. **Flows through each basin (november 5th,1986).**

DISCUSION

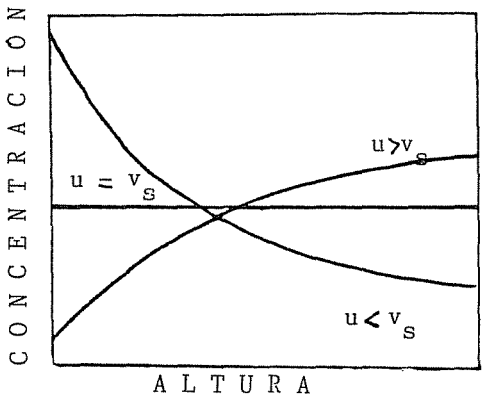


fig.4-distribución del sedimento con profundidad según los valores de $u-v_s$. **Sediment distribution related to depth.**

En la expresión (V) vemos que la variación de la concentración con la profundidad puede presentar tres formas esencialmente distintas, dependiendo de la relación entre u y v_s, tal como se observa en la figura 4.

Sin embargo, se ha dicho antes que esta solución no era más que una aproximación al caso real en que las partículas sedimentan a una velocidad $v_{sm}=f(C)v_s \neq v_s$.

Para la discusión analítica rigurosa de la solución una vez hecha la corrección de v_s por v_{sm} es necesario conocer f(C). En general, dentro de un amplio rango de concentraciones es válida la relación de Richardson y Zaki $f(C)=(1-C)^n$ donde n toma un valor constante dependiendo de las características de cada mezcla bifásica. En este caso se obtiene una solución distinta a la (V) pero cuando $u<v_s$ se tiene, como era de esperar, que en el equilibrio continua siendo cieto que $u=v_{sm}$.

Esta discusión totalmente general se reduce a un caso trivial cuando el flujo de difusión es despreciable teniendo también que para $u<v_s$ siempre es posible una situación en que $u=v_{sm}$, gracias a la función de retardo. Así pues, si a partir de una situación de equilibrio la velocidad con que entra el agua (u) aumentara, la zona con sedimento en suspensión dentro de las cubetas se expansionaría, ya que el efecto de arrastre del agua sería superior al de sedimentación. Entonces la fracción volumétrica ocupada por el sólido (C) dismnuiría y, por la función de retardo, v_{sm} aumentaría alcanzando finalmente un nuevo estado de equilibrio en que $u=v_{sm}$. Un razonamiento paralelo explicaría el caso en que u disminuyera.(Para una discusión más detallada de lo expuesto en este apartado ver ROGET (1987))

BALANCE HIDRICO

Paralelamente a las mediciones presentadas en la tabla 2 se han efectuado otras medidas de las demás flujos de entrada y salida de agua del lago de Banyoles (ROGET 1987). que han permitido efectuar un balance hídrico general. El dia 5 de noviembre de 1986 se obtuvo el balance presentado

en la tabla 3.

BALANCE HIDRICO (5 de noviembre de 1986)	
E N T R A D A S :	
CUBETAS	538'9 ± 29'6 l/s
ARROYOS	119'5 ± 21'5 l/s
	658'4 ± 51'1 l/s
S A L I D A S :	
ACEQUIAS	408'9 ± 37'1 l/s
AGUA POTABLE	58'0 ± 6'0 l/s
EVAPORACION	46'3 ± 23'1 l/s
	513'2 ± 66'2 l/s
D I F E R E N C I A :	145'2 ± 117'3 l/s

tabla 3- Balance hídrico general del lago de Banyoles (5 nov. 86). **General hidric balance of Banyoles lake (november 5th, 1986).**

La diferencia obtenida entre las entradas y salidas en el balance anterior se justifica por la existencia de una capa travertínica en conctacto directo con el lago que permite el paso del agua.(JULIA, 1980). Más exactamente esta diferencia corresponde al flujo neto que se pierde por debajo del nivel del agua ya que además de la capa travertínica pueden haber pequeñas filtraciones.

BIBLIOGRAFIA

ABELLÀ,C.1980. **Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas.** Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

ABELLÀ,C 1982. Caracterización fisico-química y biológica del lodo en suspensión de las cubetas del lago de Banyoles. **Actas del primer congreso español de limonología.** Edic. Univ. Barcelona, 281.

DAVIS,R.H. ACRIVOS,A. 1985. Sedimentation of noncolloidal particles at low Reynolds numbers. **Ann. Rev. Fluid Mech.** 17 : 91-118.

DUTRAS,A. ABELLA,C. BRUNET,R. 1986. Determinació del sistema de corrents a l'estany de Banyoles en condicions de calma metereològica estival. **Primeres jornades sobre l'estany de Banyoles.** Ajuntament de Banyoles.,149-157

JULIÀ,R. 1980. **La conca lacustre de Banyoles-Besalú.** Monografies del Centre d'estudis comarcal de Banyoles : 188 pp

ROGET,E. 1987. **Càlcul dels cabals d'entrada a l'estany de Banyoles .** Tesina de licenciatura. Universitat Autónoma de Barcelona.

SANZ,M. 1985. **Hidrogeologia: Estudi hidrològic de la conca Banyoles-Garrotxa.** Quaderns del centre d'estudis comarcal de Banyoles, II 171-250.

CALENTAMIENTO DIFERENCIAL DEL MONIMOLIMNION DE LA CUBETA III DEL LAGO DE BANYOLES. EFECTO DEL SEDIMENTO EN SUSPENSION.

Xavier CASAMITJANA y Elena ROGET

Departamento de Física y Institut d'Ecologia Aquàtica.
Col.legi Universitari de Girona. Universitat Autònoma de Barcelona
Hospital, 6. 17071 GIRONA.

Palabras clave: meromixis, temperatura, conductividad, sedimento.

SUMMARY

MONIMOLIMNION DIFERENTIAL HEATING OF BASIN III IN BANYOLES LAKE. SUSPENDED SEDIMENT EFECT.

Key words: meromixis, temperature, conductivity, sediment.

The water of basin number III in Banyoles lake presents a special thermal stratification originated by crenogenic meromictic phenomena. At a depth of 18 m the temperature increases 1,5°C in a layer where salinity increases too (monimolimnion). The heating of the monimolimnion can be originated by solar radiation or by incoming water from the underground which is at a higher temperature. The distribution of temperature and conductivity have been measured frequently during 45 days and it has been verified that the most important influence in the heating of the monimolimnion comes from underground incoming water.

INTRODUCCION

El presente trabajo se inscribe dentro de un estudio hidrodinámico más amplio del lago de Banyoles, muy conocido por la limnología española gracias a las contribuciones entre otros de PLANAS (1973), ABELLÀ (1980) y MARGALEF (1983). La presencia de sedimento en suspensión a partir de una cierta profundidad en unas regiones del lago conocidas como cubetas, unida a la existencia de fenómenos meromícticos en algunas de ellas dan al lago de Banyoles una notable especifidad desde el punto de vista estrictamente físico.

Una de las cubetas más interesantes es la conocida como Banyoles III, descrita por ABELLÀ (1980), donde podemos ver la evolución de la columna de agua a lo largo de un ciclo anual. Esta cubeta se encuentra situada en la orilla oriental del lago en una región en la cual dada su configuración batimétrica queda bastante aislada del régimen de corrientes

del resto del lago (ver figura I). La máxima profundidad observada es de 130 m pero la región donde se encuentra el sedimento en suspensión está alrededor de los 25,5 m de profundidad.

Entre el 5 de noviembre y el 17 de diciembre de 1986 se midieron a intervalos de 5 días los perfiles de temperatura y conductividad a lo largo de la cubeta. En la figura II se representan los correspondientes a la temperatura de los días 5 de noviembre y 10 de diciembre. En la figura III se representa el perfil de conductividades del día 5 de noviembre.

MATERIAL Y METODOS

La temperatura y la conductividad se han medido "in situ" con sondas conectadas a un termistor y a un conductivímetro ambos CRISON. La sensibilidad del primero es de 0,1°C, y la del segundo, en la escala utilizada es de 10 micro S./cm. Cuando ha sido necesario se ha utilizado una botella limnológica, tipo Ruttner para el muestreo. El coeficiente de extinción de la luz se ha medido con una fotocélula de Selenio especialmente sensible para la luz de la zona visible del espectro.

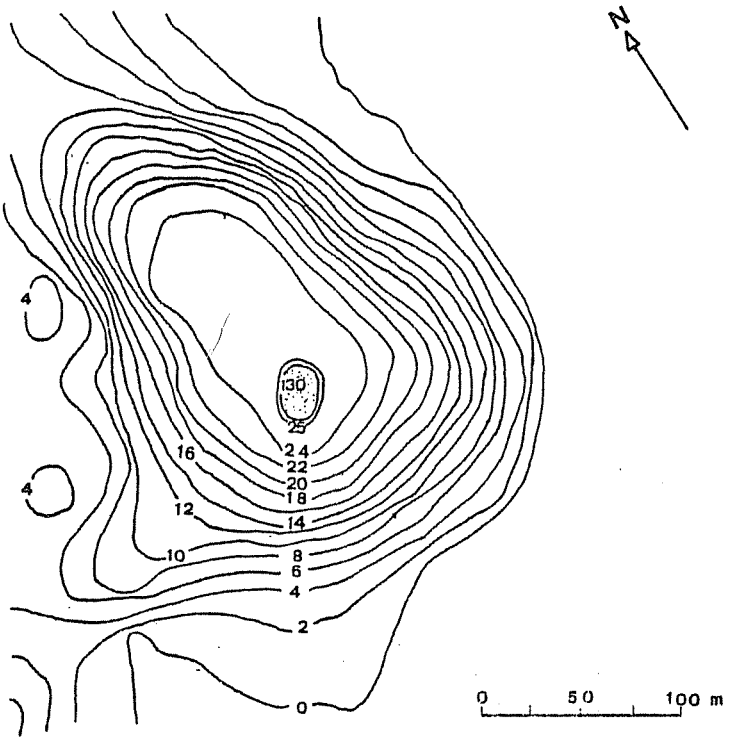


Figura I:
Mapa batimétrico de la cubeta III según ABELLÀ (1980).
Bathimetric map of III basin according to ABELLÀ (1980).

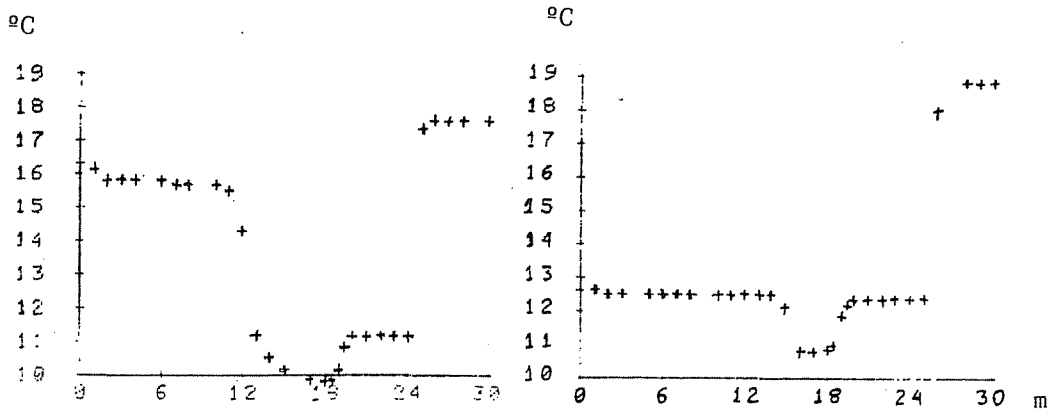


Figura II. Perfiles de temperatura correspondientes al día 5 de noviembre (a la izquierda), y al día 10 de diciembre (a la derecha) de 1986. **Temperature profile on november 5th,1986 (on the left) and december 10th, 1986 (on the right).**

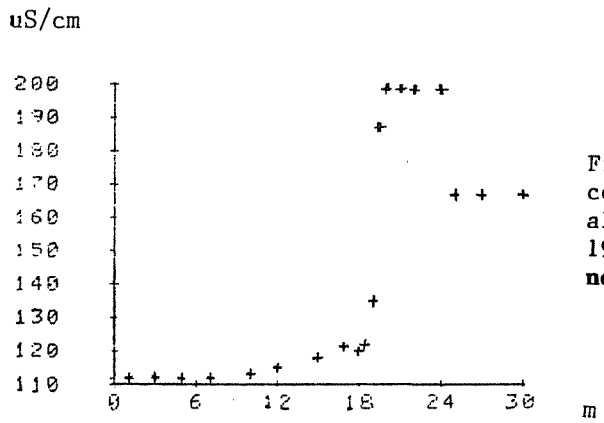


Figura III. Perfil de conductividades correspondiente al día 5 de noviembre de 1986. **Conductivity profile on november 5th, 1986.**

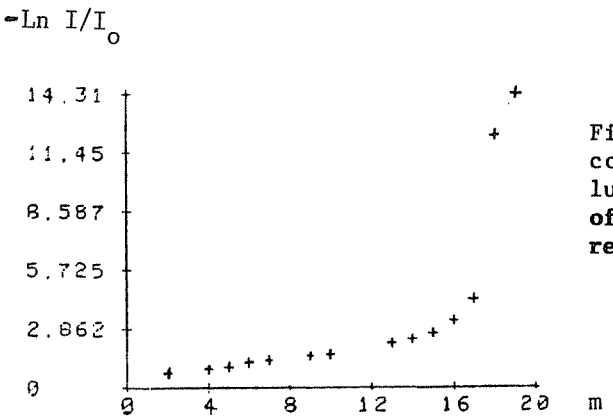


Figura IV. Variación del coeficiente de extinción de la luz con la profundidad. **Variation of light extinction coefficient related to depth.**

RESULTADOS

ESTRATIFICACION TERMICA Y QUIMICA DE BANYOLES III

La estratificación térmica se caracteriza, además de por el epilimnion, termoclina e hipolimnion, por el hecho de presentar fenómenos de meromixis crenogénica. Así la existencia de una capa de agua altamente mineralizada, cuya conductividad roza los 2000 micro-S./ cm provoca un aumento de temperatura de 1,5 ^{o}C al llegar a los 18 m de profundidad. Es interesante observar que este fenómeno tiene lugar no sólo en la parte central de la cubeta, sino que se obtiene el mismo perfil de temperatura y conductividad en cualquier parte de ella. Este aumento de temperatura es bastante característico de los lagos meromícticos, como por ejemplo Ulmener Maar (RUTTNER, 1953), y de los lagos conocidos como heliotérmicos, como el lago Hot (ANDERSON, 1958). En Catalunya presenta también un comportamiento de este tipo la laguna costera de la Massona (ARMENGOL et al., 1981).

El agua más densa del monimolimnion retiene el calor con más facilidad dada su alta estabilidad provocada por su alto índice de salinidad. Este calor puede provenir bien de la radiación solar, bien de la energia geotérmica provocada por el calentamiento subterráneo del lago. En el caso de Banyoles III y como veremos más adelante la radiación solar puede despreciarse totalmente. Este hecho es bastante característico de nuestro lago y está íntimamente ligado a la dinámica del sedimento en suspensión.

A partir de los 25 m otro aumento brusco de temperatura tiene lugar con la llegada de la zona ocupada por el agua con material en suspensión. Aquí la temperatura sube 6,5 ^{o}C en pocos centímetros. La densidad aumenta bruscamente (de 1,000 hasta 1,200 g/cm^{3}) manteniéndose prácticamente constante en la zona ocupada por el material en suspensión. El caudal de agua que entra a la cubeta y su velocidad, pueden calcularse conociendo la velocidad de sedimentación de las partículas que forman el material en suspensión, la porosidad y la superficie de la cubeta. Estos cálculos han sido ampliamente desarrollados para todas las cubetas (ver ROGET et al. 1987, en este mismo volumen). En el período de tiempo anteriormente citado la velocidad del agua cuando abandona la zona del material en suspensión es de v= 0,001 $\pm$ 0,0001 cm/s. El perfil de conductividades (normalizado a 20°C) viene caracterizado por la presencia de un fuerte gradiente de conductividad (quemoclina), ya citado anteriormente, donde la conductividad aumenta desde 1150 hasta 1980 micro-S./ cm en un espacio de 150 cm aproximadamente. Con la llegada del agua con material en suspensión (25,5 m), la conductividad desciende hasta los 1680 micro S./cm, ya que la presencia del sedimento, que es un aislante eléctrico, disminuye la movilidad de los iones, y por tanto, su conductividad. Esta disminución de conductividad puede cuantificarse a través de la ley de ARCHIE (1942).

INFLUENCIA DE LA RADIACION SOLAR EN EL CALENTAMIENTO DEL MONIMOLIMNION

Las aguas de Banyoles son en general poco aptas para la penetración de radiación solar dada la turbiedad que presentan. Se ha medido el coeficiente de extinción de la luz en la época de la experiencia con una fotocélula sensible al espectro visible el cual será el responsable directo del calentamiento por radiación a partir de cierta profundidad (figura IV). La radiación media incidente en esta época (noviembre-diciembre) puede evaluarse a partir de los datos de PLANAS (1973) y tomarse del orden de 100 cal cm^{-2} dia^{-1}. Así, si en la relación de Lambert Beer $I=I_o exp(-kz)$, tomamos I_o = 100 cal cm^{-2} dia^{-1} y el valor de kz = - LnI/I_o correspondiente a 18 m, que según la figura IV resulta ser 12, obtenemos un valor de la intensidad de radiación I = $6x10^{-4}$ cal cm^{-2} dia^{-1}. Si esta cantidad de calor se invierte en calentar el monimolimnion, que está entre los 18 y los 25 m, el aumento de temperatura que experimentaría dicho monimolimnion puede evaluarse por medio de la ley de conservación de la energía:

$$Q/A = \rho c\ h\ \Delta T$$

Es decir, el calor incidente por unidad de superficie es igual al producto de la densidad, el calor específico, la altura del monimolimnion y el incremento de temperatura. Si de esta expresión despejamos ΔT, obtenemos que el aumento de temperatura del monimolimnion en un día es:

$$\Delta T = 6.10^{-4}\ cal\ cm^{-2} / (1g\ cm^{-3} \times 1cal\ g^{-1}\ {}^{o}C^{-1} \times 700\ cm) = 10^{-6}\ {}^{o}C$$

Obsérvese que la altura del monimolimnion es de 7 m por estar comprendido entre los 18 y los 25 m. Los valores de la densidad del agua y del calor específico de ésta se han tomado igual a 1 g cm^{-3} y 1 cal g^{-1} cm^{-3} respectivamente.

El ritmo de calentamiento del monimolimnion entre los días 5 de noviembre y 10 de diciembre fué de 0,24°C por semana por tanto el calentamiento por radiación puede ser totalmente despreciado.

INFLUENCIA DEL SEDIMENTO EN SUSPENSIÓN EN EL CALENTAMIENTO DEL MONIMOLIMNION

La temperatura a la que se encuentra la región ocupada por el material en suspensión aumentó desde el día 5 de noviembre que se encontraba a 17,6 °C hasta 18,8°C el día 10 de diciembre de una manera prácticamente uniforme, a razón de 0,24°C por semana. Este calentamiento es exactamente el mismo que sufrió el monimolimnion, pasando también de 11,2°C el día 5 de noviembre a 12,4°C el día 10 de diciembre. Conviene resaltar el hecho de que esta coincidencia numérica puede ser meramente casual. Pero lo importante radica en que la dinámica de calentamiento del monimolimnion es la misma que la del sedimento en suspensión, contrariamente a la del epilimnion (comprendido entre los 0 y los 14 m), que en el mismo período de tiempo fue de constante enfriamiento, variando su temperatura desde los 15,8°C hasta los 12,5°C, correspondiendo a una disminución de 0,66°C por semana.

DISCUSION

La aplicación de la ley de conservación de la energía ($Q = m\, c \Delta T$) permite evaluar la cantidad de calor necesaria para calentar el monimolimnion 0,24°C, multiplicando este valor por el volumen de agua en esta región ($(66,8 \pm 11,8)x10^{3}\ m^{3}$), su capacidad calorífica ($1cal\ g^{-1}\ cm^{-3}$) y su densidad ($1g\ cm^{-3}$), resultando :

$$Q_1 = (1.60 \pm 0.30)x10^{10}\ cal$$

Para corroborar la hipótesis que apunta al calentamiento del monimolimnion debido al aporte energético del agua al abandonar el sedimento en suspensión calcularemos el calor cedido en una semana por el agua debido al enfriamiento que sufre al abandonar la región del sedimento. Si suponemos un flujo meramente advectivo, es decir si ignoramos por el momento la difusión, este calor puede evaluarse también a través del principio de conservación de la energía:

$$Q = (\rho\, cv\, \Delta T)At$$

y será el producto de la densidad ($1g\ cm^{-3}$), el calor específico ($1cal\ g^{-1}\ cm^{-3}$), la superficie en la interfase agua - agua con sedimento ($669 \pm 276\ m^{2}$), la velocidad del agua ($0.001\ cm\ s^{-1}$), la variación de temperatura en la interfase (6,5°C) y el tiempo (1 semana); este producto resulta ser:

$$Q_2 = (2'63 \pm 1,34)x10^{10}\ cal$$

En el calentamiento del monimolimnion también intervendrá la difusión de calor. Para evaluarla necesitaremos calcular el valor de la conductividad térmica en la interfase agua - agua con sedimento, mediante el perfil de temperatura. Si ajustamos el perfil térmico en la interfase a la ecuación diferencial de la energía en estado estacionario:

$$(k/\rho\, c)x\ (\partial^2 T/\partial z^2) = v\ (\partial T/\partial z)$$

obtenemos un valor de la conductividad: $k = 4,76x10^{-3}\ cal\ {}^{o}C^{-1}\ cm^{-1}\ seg^{-1}$, unas cuatro veces mayor que la conductividad térmica molecular del agua. Esta diferencia se explica por el hecho de que parte de esta conductividad es debida a la turbulencia, parte al sedimento, y parte a la propia conductividad molecular del agua. El flujo será el producto resultante de la conductividad por el gradiente de temperatura (ley de Fourier):

$$Q = k\ (dT/dx)$$

El valor de dT/dx en nuestro caso se obtiene de los perfiles de temperatura y vale: $0,54\ {}^{o}C\ seg^{-1}$. El calor resultante en una semana se obtendrá multiplicando el flujo anterior por el tiempo (una semana) y la superficie de la cubeta, resultando:

$$Q_3 = (1,05 \pm 0,53)x10^{10}\ cal$$

El relativamente alto margen de error en estos cálculos se debe fundamentalmente a la dificultad en evaluar correctamente el área de la zona ocupada por el sedimento. No obstante es perfectamente compatible con los resultados el que $Q_2 + Q_3$ sea mayor que Q_1, indicando que parte del calor entrante en el monimolimnion se ha empleado en calentar a éste y el resto se ha perdido de diferentes formas: por viscosidad, en las paredes de la cubeta o en la parte superior del monimolimnion que está cediendo calor continuamente al resto del lago.

BIBLIOGRAFIA

ABELLÀ,C. 1980. **Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas.** Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

ANDERSON,G.C. 1958. Some limnological features of a shallow saline meromictic lake. **Limnol. Oceanogr.**,3,9: 259-270.

ARCHIE, G. 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. **A.I.M.E.**, 146, 54-62

ARMENGOL,J., COMIN,F.A., LOPEZ,P. 1981. Balance térmico anual de la laguna de la Massona (Alt Empordà, Girona). **Actas del primer congreso español de limnología**,1: 7-16.

MARGALEF,R. 1983. **Limnología.** Ed. Omega. Barcelona: 1.010 pp.

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

RUTNNER,F. 1953. **Fundamentals of limnology.** University of Toronto Press. Toronto: 295 pp.

DINAMICA DE LA MEROMIXIS EN LA LAGUNA COSTERA DE LA MASSONA (ALT EMPORDA, GIRONA). CICLO ANUAL E INTRUSIONES MARINAS.

Xavier RIERA, Assumpció DOMINGUEZ-PLANELLA, Lluís POLO, Ramon MORENO-AMICH y Carles A. ABELLA.

Institut d'Ecologia Aquàtica, Col.legi Universitari de Girona.
Universitat Autònoma de Barcelona. Hospital,6. 17071 Girona.

Palabras clave: Lagunas litorales, ciclo anual, limnología física, ecosondación, meromixis.

SUMMARY

MEROMIXIS DYNAMICS IN LA MASSONA COASTAL LAGOON (ALT EMPORDA, GIRONA). ANNUAL CYCLE AND MARINE INTRUSIONS.

Key Words: Coastal lagoons, annual cycle, physical limnology, ecosounding, meromixis.

In this work a description of the dynamics of meromixis in La Massona coastal lagoon is presented. The sporadic marine water intrusions changes dramatically the normal evolution of the lagoon water column. A new bathymetric map is presented at its rol on the dynamics of the whole lagoon is discused. The chemocline does not dissappear during the annual cycle but oscillates from 1 to 6 meters of depth produced by the interaction between marine and fresh waters. The monimolimnion remains anoxic except during marine infalls. Water transparency, density and O_2/H_2S dynamics among others are discussed.

INTRODUCCION

La laguna de La Massona, forma parte de un conjunto de lagunas litorales situado en la desembocadura del rio Muga, en la Reserva Integral del Parque Natural de los "Aiguamolls de l'Empordà" (Girona).

El primer trabajo publicado sobre esta laguna es el de ARMENGOL et al. (1983). En él se describe básicamente el comportamiento térmico de la laguna, considerada en este caso como no heliotérmica. Se efectua también una primera aproximación de la batimetría y se describe el ciclo de algunos parámetros físico-químicos durante el año 1981. Durante el mismo período se realizaron estudios sobre diversos parámetros físico-químicos i componentes del sedimento (LOPEZ et al. 1984; LOPEZ, 1986). Posteriormente, Garcia-Merchan (comunicación personal), sigue un ciclo anual de algunos parámetros seleccionados durante 1981-82.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 55-64

El presente trabajo se inscribe en un estudio pluridisciplinario sobre el sistema lagunar de l'Alt Empordà que efectua el Institut d'Ecología Aquàtica del Col.legi Universitari de Girona y que incluye estudios sobre la dinámica del zooplancton, fitoplancton, bacterioplancton además del estudio sobre las poblaciones de peces y de la cartografía de la vegetación.

Las lagunas litorales son un ejemplo de condiciones intermedias entre las de un rio que desemboca al mar o un estuario y las de las aguas estancadas de un lago. En estos ambientes costeros se producen grandes fluctuaciones que, según su frecuencia, intensidad y amplitud, las caracterizan (MARGALEF, 1969). Las condiciones meteorológicas locales junto con el tipo y forma de desembocadura del sistema fluvial al mar determinan el tipo de fluctuación a que estan sometidos estos ambientes. Este hecho es, en muchos sentidos, más significativo que los valores de diferentes parámetros físico-químicos en diferentes profundidades y momentos del año.

Otra de las características generales de las lagunas litorales es su escasa profundidad. En la laguna estudiada esto se cumple tan solo en la parte de la laguna que no supera los 3 m de profundidad. La Massona combina las características de lagunas litorales poco profundas con las de lagunas más profundas. Por ello, se ha creido de interés el estudio detallado de este tipo mixto de laguna costera.

Hay que destacar que La Massona se encuentra separada del mar tan sólo por una barra de arena de 150 m de anchura. Esta circunstancia favorece que los temporales de levante provoquen frecuentes intrusiones de agua marina en esta laguna, así como la filtración de agua marina a través de la barra de arena.

Así pues para comprender la dinámica del funcionamiento de La Massona, es necesario conocer la influencia de la batimetría sobre la distribución de las masas de agua de diferente densidad y por ende sobre la evolución de la meromixis. Por otro lado hay que determinar la frecuencia, intensidad y efectos de las intrusiones de agua marina causadas por los temporales de levante en la zona.

MATERIAL Y METODOS

El muestreo se ha efectuado cada 20 días en la columna de agua del punto de máxima profundidad. En el punto de muestreo se efectuaron las siguientes mediciones: % de penetración de la luz (con célula fotoeléctrica de selenio Megatron), temperatura (mediante termistor de campo CRISON T-637), salinidad (con conductivímetro YSI 33), oxígeno (con oxímetro YSI 57) y pH (con pHímetro CRISON 506).

La batimetría ha sido elaborada a partir de múltiples perfiles obtenidos mediante ecosondador FURUNO FE-450 de 50 KHz de frecuencia. Las concentraciones de H_2S se han medido en el laboratorio con un electrodo selectivo ORION, y el potencial red-ox mediante un electrodo METROHM 6.0401.100. Los valores de la densidad se han calculado a partir de la ecuación de BÜHRER y AMBÜHL (1975) en función de la conductividad y temperatura del agua.

Tabla 1. Parámetros limnológicos de la laguna de La Massona según Hutchinson (1957).

Parámetro		Parte CIRCULAR	LENGUA
A	(m^2)	9435,5	36084,2
V	(m^3)	36262,1	73464,0
z_m	(m)	10,5	3,0
z	(m)	3,84	2,04
l	(m)	128,5	775,0
b	(m)	90,2	58,0
L	(m)	346,3	2006,6
D_L		1,006	2,98
z_r	(m)	9,58	1,4
DV		1,097	2,04
E	(^{o})	9,4	-
z/z_m		0,36	0,68

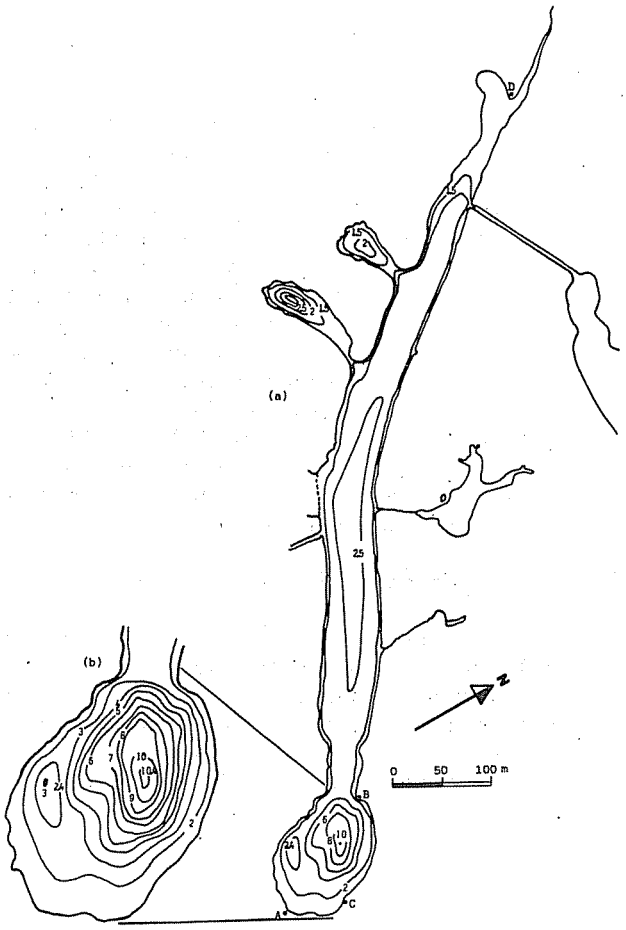


Fig. 1. Mapa batimétrico de La Massona: a) laguna completa y b) parte circular en detalle (2X). Bathymetric map of La Massona: a) the entire lagoon and b) circular part in detail (2X).

RESULTADOS

1. La batimetría de la laguna de La Massona

En la figura 1 se presenta el nuevo mapa batimétrico efectuado mediante ecosondación de 25 transectos de la laguna. Se pueden apreciar dos partes bien diferenciadas, una circular profunda y cercana al mar, y otra, en forma de lengua menos profunda que se extiende perpendicular a la linea de costa. Se han calculado los parámetros de HUTCHINSON (1957) para ambas, ya que corresponden a dos zonas con distinto comportamiento limnológico. En la tabla 1 se presentan los resultados de los parámetros citados.

En la parte circular, el valor de D_L pone de manifiesto su alto grado de aproximación a una circunferencia y el cociente $\bar{z}/z_m$ indica que la forma de la cubeta se aproxima a un cono. En la lengua, el valor de D_L corresponde a una elongación subrectangular y el cociente indicado señala la forma plana de su fondo.

2. Penetración de la luz

Los máximos de penetración de la luz (figura 2) ocurren durante la estación invernal, ya que la menor llegada de radiación solar viene compensada por el aumento en la transparencia del agua. A mediados de invierno (22-02-86) y coincidiendo con el segundo período de mezcla vertical, el 0,1% de la luz incidente llega hasta los 10 m. Se observa que la pendiente a lo largo del perfil presenta pocas fluctuaciones (el coeficiente de extinción oscila entre 0,5 y 1,0); concretamente n=1 entre 0 y 0,75m, n=0,5 entre 0,75 y 3,25 y n=0,7 entre 3,25 y 10m. Se observa que los perfiles correspondientes al periodo entre mezclas (11-01-85) y posterior a la segunda mezcla (03-05-86) son muy similares, con un canvio bastante pronunciado del coeficiente de extinción entre 2,5 y 3 m. Concretamente, en el perfil del 11-01-86 se detecta un n=0,5 entre 0 y 3 m y un n=2,3 entre 3 y 6 m (extinción hasta el 0,01%). En el perfil del 03-05-86 tenemos un n=0,6 entre 0 y 2,5m y un n=1,6 entre 2,5 y 7 m (extinción hasta el 0,01%).

3. Evolución de la temperatura

En la figura 3 se resumen las variaciones de la temperatura de la columna de agua a lo largo del ciclo anual. Desde mayo hasta octubre del 1985, una termoclina muy marcada avanza desde 4 hasta 6,5 m, a partir del que se produce la mezcla vertical. En el mixolimnion la temperatura oscila entre 17 y 24 ^{o}C (a mediados de agosto) mientras que el monimolimnion se mantiene entre 14-14,5 ^{o}C hasta la mezcla otoñal.

En invierno, durante el período comprendido entre las dos mezclas, se observa una cierta estratificación inversa del perfil con 2-5 ^{o}C en superficie y 15- 17 ^{o}C a partir de los 3 m. A partir de mayo de 1986 se restablecen progresivamente las condiciones de estratificación térmica con una termoclina incipiente a partir de los 4 m.

La temperatura máxima se registró a mediados de agosto con un valor de 24 ^{o}C y la mínima a principios de diciembre con 2°C, ambas en superficie. Entre noviembre y febrero, en superficie, se desarrolló una capa de hielo de 1,5-2 cm de espesor.

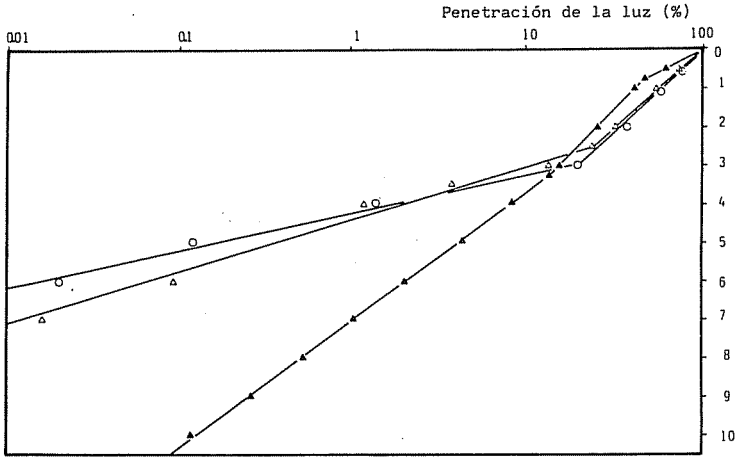


Fig. 2. Penetración de la luz (%) en tres épocas representativas del ciclo anual.
Light penetration (%) in three representative seasons of annual cycle.

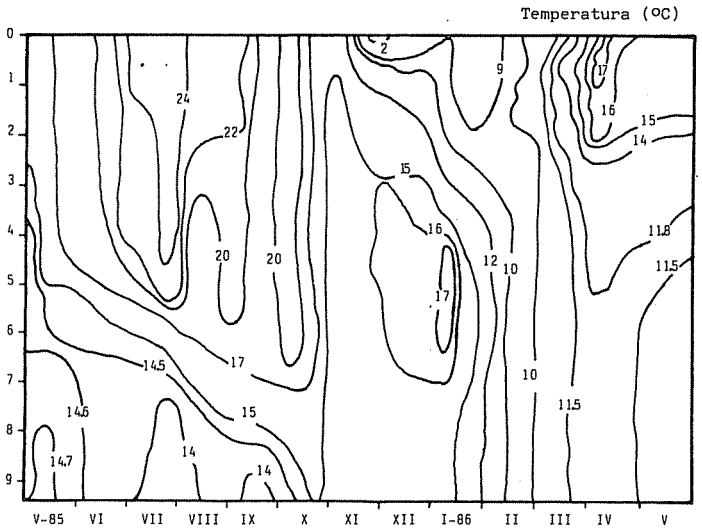


Fig. 3. Variación de la temperatura (ºC) a lo largo del ciclo anual. Temperature (ºC) variation during the annual cycle.

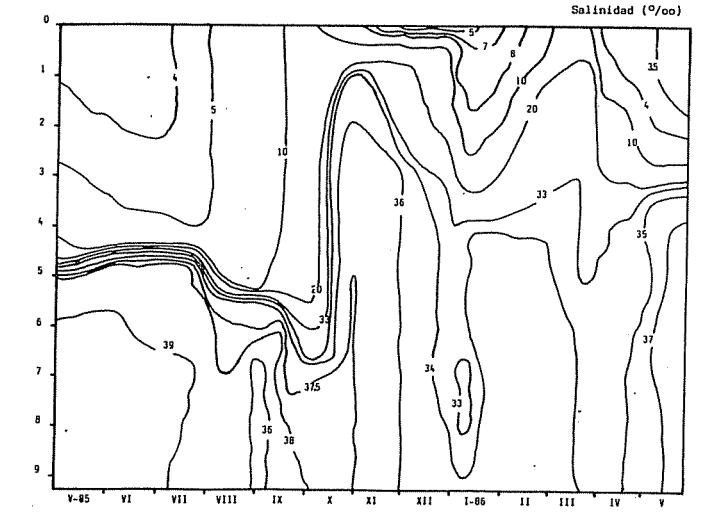


Fig. 4. Variación de la salinidad (º/oo) a lo largo del ciclo anual. Salinity (º/oo) variation during the annual cycle.

Las dos mezclas tuvieron lugar en los meses de octubre-85, con una temperatura de 16-17 °C en todo el perfil, y febrero-86, con una temperatura de 10-11 °C en todo el perfil. En el período comprendido entre las dos mezclas, se observa que la temperatura del monimolimnion es superior a la que el mismo tenía antes de la mezcla.

4. Evolución de la salinidad

La evolución de la salinidad en la columna de agua viene reflejada en la figura 4. A lo largo de todo el ciclo la columna se mantuvo siempre estratificada por una quimioclina más o menos marcada, que separaba un agua salobre por encima de una marcadamente salina. Los valores de salinidad oscilan entre 2-10 o/oo en el mixolimnion, 20-37 o/oo en la quimioclina y 37-39 o/oo en el monimolimnion. Se puede considerar a la isolinea de 33 o/oo como separadora del mixolimnion y monimolimnion a lo largo del ciclo, oscilando desde 1 hasta 6 m.

En La Massona, la quimioclina coincide siempre con la termoclina, en presencia de ésta.

5. Evolución de la densidad

Los perfiles de densidad (figura 5) se han realizado en las cinco épocas más características del ciclo anual. En los perfiles del 12-08-85 y 03-05-86 se observa una fuerte estratificación coincidiendo el gradiente de densidad con el térmico y el salino. El monimolimnion anóxico es mucho más denso (1,03-1,035 $g.cm^{-3}$) que el mixolimnion aerobio (1,002-1,005 g. cm-3). Asimismo, se observa que a finales de la primavera se estratifica cerca de los 3 m, nivel que irá descendiendo a lo largo del verano hasta los 5-6 m antes de la mezcla otoñal debido a los aportes de agua dulce. Estas

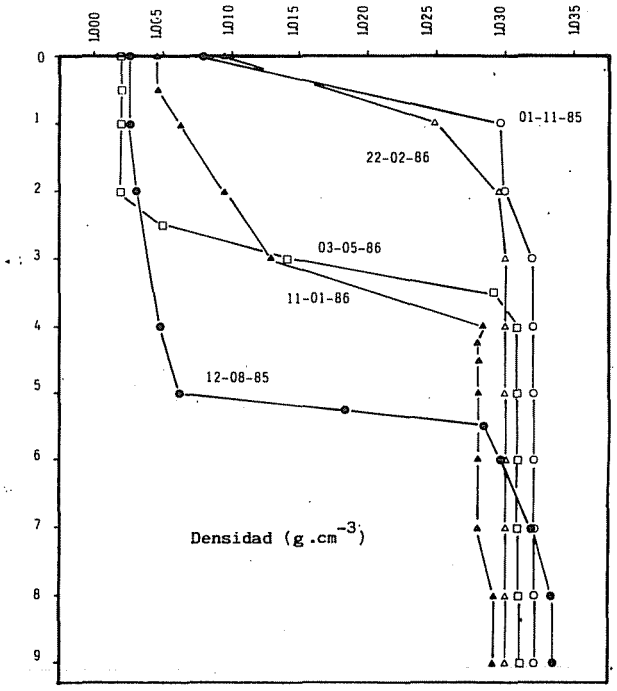


Fig. 5. Perfiles verticales de densidad ($g.cm^{-3}$) en cinco épocas características.
Vertical profiles of density ($g.cm^{-3}$) in five characteristic seasons.

diferencias de densidad tan acusadas entre monimolimnion y mixolimnion explican porque no se mezclan espontaneamente.

En los perfiles del 01-11-85 y 22-02-86, coincidiendo con los dos periodos de mezcla, se observa una homogenización del perfil de densidad . Este se mantiene en valores elevados (1,03 $g.cm^{-3}$), excepto en el primer metro, donde la densidad es menor al tratarse de agua dulce o ligeramente salina.

El perfil del 11-01-86 refleja claramente la situación entre mezclas, con una incipiente estratificación. El monimolimnion anaerobio presenta una densidad uniforme y elevada (1,03 $g.cm^{-3}$) mientras que el mixolimnion aerobio presenta un aumento gradual de la densidad en profundidad (1,005 $g.cm^{-3}$ - 1,03 $g.cm^{-3}$).

6. Concentración de oxígeno y sulfhídrico

En la figura 6 se puede apreciar la distribución complementarias del oxígeno y el sulfhídrico. Desde mediados de noviembre hasta mediados de enero se observan unos máximos de O_2 de 17-18 $mg.L^{-1}$ en superfície debido a la disminución de la temperatura y a la fotosíntesis algal. A mediados de agosto aparecen máximos de H_2S de 6 mM a 8 m y 4 mM a 6 m . Durante la primera mezcla se alcanzan valores de 4 mg.L-1 de O2 en el fondo mientras que en la segunda mezcla se alcanzan hasta 10 $mg.L^{-1}$.

Es posible explicar este fenómeno por tres hechos: el agua causante de la primera mezcla estaba 7 ^{o}C más caliente y tenía 4 $g.L^{-1}$ más de sal que la causante de la segunda mezcla, con lo qual la solubilidad del O_2 en la columna de agua era menor durante la primera mezcla que durante la segunda; y el más importante es el hecho que durante la primera mezcla una gran parte del oxígeno se consumió por reacción química con los 3,76 mmoles $H_2S.m^{-2}$ presentes en la columna de agua. En cambio antes de la segunda mezcla se detectaban solamente 2,7 mmoles $H_2S.m^{-2}$. Los dos períodos en los que el monimolimnion presenta carácter aeróbio coinciden con los períodos de mezcla.

7. Evolución del pH

Las isolíneas de pH (figura 7) confirman la dinámica expuesta hasta el momento. Se observa que el mixolimnion tiene siempre un pH más elevado que el monimolimnion como resultado de la elevada incorporación de CO_2 via Ciclo de Calvin por parte del fitoplancton presente en el mixolimnion y por la presencia de sulfhídrico en el monimolimnion.

El pH más elevado se presenta en superfície con valores de 8,8 desde marzo hasta mayo. El pH más bajo se da a mediados de agosto con valores de 7,0 a partir de 5 m. Las dos mezclas se esquematizan por sendas isolineas verticales con valores de 7,9-8.

Se observa que esta verticalidad no es manifiesta más que a partir del primer metro de profundidad. A pesar de la uniformización del perfil de temperatura, siempre quedan dos masas de agua bien separadas, la superior más alcalina y menos salina y la inferior mas neutra y de mayor salinidad.

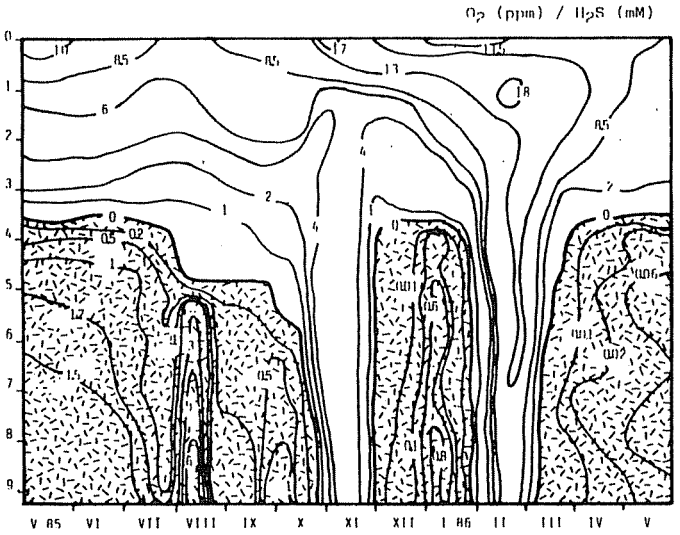


Fig. 6. Variación de las concentraciones de oxigeno ($mg.L^{-1}$) y sulfídrico (mM) a lo largo del ciclo anual; la zona sombreada corresponde al H_2S.
Variation of oxigen ($mg.L^{-1}$) and sulfide (mM) concentrations during the annual cycle; the shaded area belongs to H_2S concentrations.

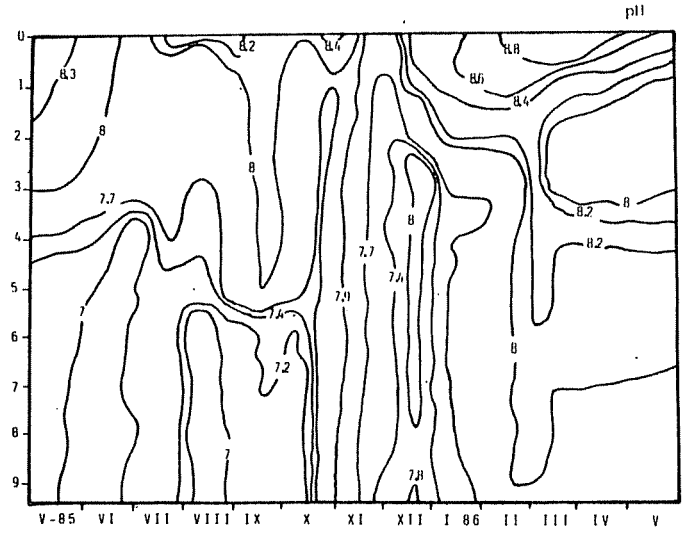


Fig. 7. Variación del pH a lo largo del ciclo anual.
pH variation during the annual cycle.

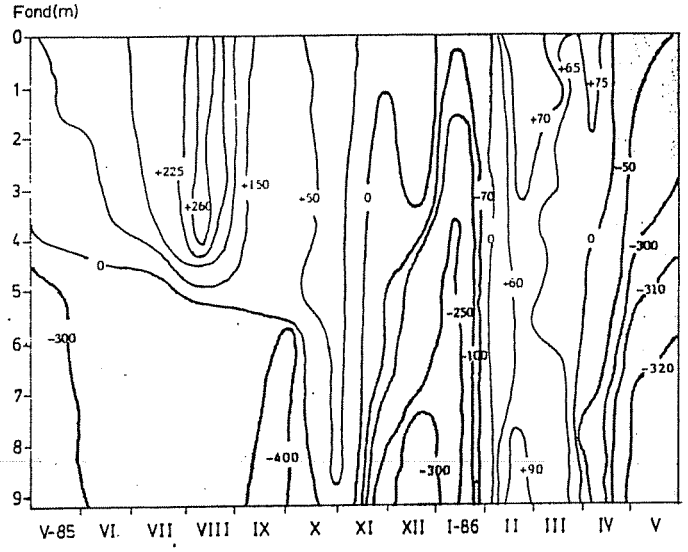


Fig. 8. Variación del potencial red-ox (mV) a lo largo del ciclo anual.
Red-ox potential (mV) variation during the annual cycle.

8. Potencial de óxido-reducción

En la figura 8 se esquematiza la evolución del potencial red-ox de la columna de agua durante el ciclo estudiado. El sedimento presenta siempre valores de Eh<0 mV excepto en dos épocas: +30 mV entre octubre y noviembre y +90 mV entre febrero y marzo. Ambas corresponden a períodos de mezcla. En los restantes períodos se detectan valores mínimos de -300 y -400 mV (a mediados de septiembre).

Los valores máximos absolutos se presentan a mediados de agosto cuando alcanzan valores de +260mV hasta los 4 m. Las dos mezclas vienen indicadas por sendas isolineas verticales de Eh cercanas a 0 mV (entre -50 y +50mV). En el período comprendido entre mezclas, toda la columna de agua se mantiene a Eh<0 mV oscilando entre -40 y -300 mV.

DISCUSION

Los valores observados de salinidad y temperatura, y por tanto de densidad, así como la persistencia de una quimioclina durante todo el ciclo anual (incluso después de las mezclas de otoño y de finales de invierno), ponen de manifiesto el caracter marcadamente meromíctico de La Massona.

Las mezclas tienen lugar en períodos en que los temporales de levante provocan frecuentes intrusiones marinas en la laguna. Estas intrusiones de agua marina son, sin duda, las principales responsables de las mezclas.

La quimioclina persiste debido a la presencia permanente de una masa de agua de origen continental sobre otra masa de agua de origen marino en profundidad. Su posición en profundidad viene condicionada por el equilibrio dinámico entre ambos tipos de aportes. Las intrusiones marinas acercan la quimioclina a la superficie sin llegar a alcanzarla debido a que los aportes continentales son constantes. Por el contrario un aumento de estos últimos la remiten a mayor profundidad.

Por otra parte, la temperatura después de la mezcla otoñal del monimolimnion es netamente superior a la que tenía antes de la misma, de lo que se deduce que la mezcla en este período no se produce por enfriamiento del mixolimnion sinó por calentamiento del monimolimnion (la temperatura del agua marina en otoño es superior a la de éste). Esto no ocurre en la mezcla invernal, en que el agua marina presenta una temperatura netamente inferior a la del monimolimnion.

En síntesis, La Massona presenta una fuerte estratificación a finales de primavera y durante el período estival. A partir del otoño y hasta la primavera siguiente, la dinámica de la laguna esta sujeta a la imprevisible acción de los temporales de levante que, como bien reflejan los datos, alteran profundamente las características físico-químicas de la laguna. Sin embargo, y debido a su naturaleza meromíctica, la mezcla no llega a ser total y subsiste siempre una quimioclina que separa el agua salobre de la claramente salina.

Es pues la persistencia de la quimioclina lo que provoca la mezcla independiente del mixolimnion y monimolimnion, y por tanto la existencia de una meromixis. Este comportamiento se ajusta perfectamente al concepto de inestabilidad de las lagunas costeras expresado por MARGALEF (1969), COMIN y FERRER (1979).

La meromixis aquí estudiada podría definirse como una meromixis-mixta, ya que según HUTCHINSON (1937), se trataría de una combinación de meromixis crenogénica, ya que recibe continuamente aportes de agua marina por filtración a través de la arena desde el mar, y de meromixis ectogénica, ya que en períodos de fuertes temporales de levante sufre fuertes intrusiones de agua marina que alteran, tal como se ha descrito, profundamente su dinámica fisico-química. Posteriores revisiones de la mencionada clasificación (WALKER y LIKENS, 1975), consideran a la crenogénesis y a la ectogénesis anteriores como tipo III (subsidencia) y Ib (intrusión marina) de meromixis ectogénica. Segun CARTER (1967), las lagunas costeras deberian dividirse en lagunas aisladas del mar y lagunas con conexión periódica con el mar (caso de La Massona).

La estructura morfométrica que posibilita la aparición de condiciones meromícticas es la existencia de una cubeta de 10,5 m de profundidad máxima en la parte más cercana al mar, que contrasta con el carácter marcadamente somero del resto de la misma laguna y de la mayoría de las lagunas costeras de su entorno. El origen de dicha cubeta es aún motivo de discusión, siendo necesario un estudio geológico exhaustivo para dilucidarlo.

BIBLIOGRAFIA

ARMENGOL, J.; COMIN, F.A. & LOPEZ, P. 1983. Balance térmico anual de la laguna de La Massona (Alt Empordà, Girona). **Actas del Primer Congreso Español de Limnologia.** Ed. Univ. Barcelona.

BÜHRER, H. & AMBÜHL, H. 1975. Einleitung von Abwasser in Seen. **Schweiz. Hydrol.** 37:347-369 .

CARTER, J.H.C. 1967. The meromictic environment. En: D. F. Jackson (ed.) **Some aspects of meromixis.** Dept. Civil Eng., Syracuse Univ. N.Y. 1-15.

COMIN, F.A. & FERRER, X.P. 1979. Les llacunes litorals. **Quad. Ecol. Apl.** 4: 51-68.

HUTCHINSON, G.E. 1937. A contribution to the limnology of arid regions primarily founded on observations made in the Lahontan basin. **Trans. Conn. Acad. Arts Sci.** 33: 47-132.

HUTCHINSON, G.E. 1957. **A treatise on limnology.** Vol.1. Part 1. Geography and physics of lakes. John Wiley & Sons.

LOPEZ, P. 1986. Calcio, fósforo y metales del sedimento de la laguna de La Massona (Girona). **Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.** 53:45-50.

LOPEZ, P.; ARMENGOL, J. & COMIN, F.A. 1984. Variación anual de las características químicas en la laguna de La Massona. **Limnética.** 1:1-8 .

MARGALEF, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. **Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras.** UNAM-UNESCO. México, D.F. 545-562.

WALKER, K.F. & LIKENS, G.E. 1975. Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 19:442-458

ESTUDIOS DE DEPREDACIÓN BACTERIANA EN AMBIENTES LACUSTRES ANAERÓBICOS. I. CARACTERIZACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LA BACTERIA PRESA.

Mònica ALGUERÓ, Núria GAJU e Isabel ESTEVE

Departamento de Genética y Microbiología, e Instituto de Biología Fundamental. Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra

Palabras clave: Lagunas anaeróbicas, bacterias fototróficas, depredación bacteriana

SUMMARY

BACTERIAL PREDATION STUDIES IN ANAEROBIC FRESHWATER HABITATS.
I. MICROBIOLOGICAL CHARACTERIZATION OF THE PREY.

Key words: Anaerobic freshwater habitats, phototrophic bacteria, bacterial predation.

The use of Thiocapsa UA6062, a purple sulfur bacterium as a prey in studies of microbial predation in anaerobic freshwater systems is presented.

Thiocapsa UA6062 is easily attacked by Daptobacter, a predatory bacteria. The main carotenoid of Thiocapsa UA6062 is okenone, which gives a purple colour to lawns of sedimented Thiocapsa UA6062 cells. This contrasts clearly with lytic plates produced by the predatory bacteria on such lawns.

UA6062 cells are nonmotile and spherical-to-ovoidal in shape. They are single cells except under unfavorable conditions, when the cells aggregate. As a result of phototrophic metabolism, cells accumulate sulfur intracellularly, as well as PHB and glycogen. Photosynthetic pigments are located in a vesicular type system of membranes.

UA6062 has been used to test for the presence and abundance of predatory bacteria in Lake Cisó. Its characteristics improve counting efficiency even when natural prey in the environment are not abundant (even under 10^3 cells.mL^{-1}). Studies using this strain have shown that during stratification predatory bacteria are found to be in maximum abundance coincident with or slightly below the maximum density of natural prey cells in the upper part of the hypolimnion.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 65-74

INTRODUCCIÓN

Las masas de agua anaeróbicas sulfurosas ofrecen un excelente medio de cultivo natural para el crecimiento de las bacterias purpúreas del azufre que se encuentran, en estas condiciones, formando densas masas poblacionales (Guerrero et al.,1978).

El efecto que los microorganismos depredadores o los bacteriófagos puedan ejercer en el control de estas poblaciones permanece todavía sin esclarecer. Ello puede interpretarse tanto por las dificultades inherentes al crecimiento de los microorganismos fototróficos como por las que presentan las técnicas de detección de la depredación en los trabajos de campo. La problemática radica básicamente en reconocer a los microorganismos depredadores, en determinar su efecto y en facilitar su recuento e incidencia sobre las poblaciones presa.

Vampirococcus y Daptobacter son dos bacterias depredadoras que se han aislado por primera vez de la laguna de Estanya (Huesca) y posteriormente en las lagunas de Cisó y Vilar en la zona cárstica de Banyoles. Daptobacter es una bacteria especialmente interesante debido a que presenta la particularidad de infectar y lisar cultivos celulares de distintas especies de bacterias fototróficas penetrando en el citoplasma bacteriano de la célula presa en el interior de la cual se reproduce (Esteve et al., 1983; Guerrero et al., 1986).

La continuidad de los estudios de depredación, tanto en las lagunas anoxigénicas como en cultivos de laboratorio, requiere de una metodología especial. Los microorganismos que se ensayan son anaerobicos lo que hace que las técnicas normalmente utilizadas para ambientes aerobios no puedan ser aplicadas.

El objetivo principal de este trabajo ha sido, en primer lugar, la caracterización de una célula presa que presentase unas características idóneas para la infección por Daptobacter y que poseyera un pigmento carotenoide que contrastara intensamente la aparición de las placas líticas, y en segundo lugar la aplicación de esta bacteria presa para la detección de microorganismos depredadores en ambientes anóxicos naturales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Diferentes cepas de microorganismos fototróficos y heterotróficos fueron ensayados como bacterias presa para Daptobacter (Tabla 1).

Técnica de filtración y doble capa de agar. Este método fue utilizado para detectar y determinar el título de Daptobacter. Para ello, de 6 a 10 mL de la bacteria presa se filtraron a través de un filtro Whatman GF/C con la finalidad de obtener una capa homogénea sobre la cual poder detectar las placas de lisis. A continuación se filtró un volumen determinado de la muestra que se quería titular. El filtro fue posteriormente colocado en una placa de Petri que contenía una base de agar al 3 % y se recubrió con otra capa de agar. Las placas se incubaron a 25°C durante tres días, transcurridos los cuales se procedió al recuento de placas líticas.

Técnicas microscópicas de observación. Para la observación de los microorganismos "in vivo" se utilizó microscopía de contraste de fases. Con el fin de obtener una inmovilización de las células para la realización de imágenes fotográficas se utilizó la técnica descrita por Pfennig y Wagener (1986). Para el estudio morfológico y ultraestructural se aplicaron técnicas de microscopía electrónica de barrido y de transmisión. En el primer caso las muestras se filtraron a través de un filtro Nuclepore de 0.2 µm de diámetro de poro y se fijaron con gluraraldehído tamponado con cacodilato de sodio. Los filtros se deshidrataron en concentraciones crecientes de etanol y se trataron finalmente por el método del punto crítico (Anderson, 1951). En el segundo caso, el material se resuspendió en 2.5% de glutaraldehído para una primera fijación efectuándose una postfijación en OsO_4 durante 24 horas (Ryter et al., 1958). A continuación se deshidrataron las muestras y se incluyeron en resina Epoxi. Las secciones ultrafinas obtenidas se tiñeron con citrato de plomo (Reynolds, 1963). Las imágenes fotográficas se realizaron con un microscopio de transmisión Hitachi 2A.

Técnicas de cultivo y caracterización fisiológicas. Para el crecimiento en anaerobiosis de las bacterias fototróficas se aplicó el medio descrito por Van Gemerden y Beeftink (1983). Los cultivos se incubaron a 28°C y a 60 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ de intensidad de luz. Para determinar si la bacteria estudiada era capaz de fotoasimilar distintas substancias en presencia de bicarbonato y con sulfhídrico como fuente de poder reductor, se preparó una serie de tubos conteniendo distintos substratos y un medio de cultivo al que previamente se había inoculado la bacteria. Los cultivos se incubaron y se midió la densidad óptica (D.O.) a 650 nm durante la fase estacionaria. Se consideraron substratos capaces de estimular el crecimiento los que presentaban valores D.O. superiores a los del control. Para comprobar si la substancia ensayada era utilizada como fuente de carbono o de poder reductor se preparó una modificación del medio que, en lugar de sulfhídrico, tenía ascorbato a una concentración final de 0.02% como substancia reductora. Los substratos ensayados en este último caso fueron los que en el experimento anterior habían dado positivo.

Tabla 1. Cepas utilizadas para determinar el margen de hospedador de *Daptobacter*.
Host range of *Daptobacter*

MICROORGANISMOS	CEPA	PROCEDENCIA
Rhodopseudomonas palustris	Laguna de Cisó	J. Turet
Rhodobacter capsulatus	SB-1003	B. Marrs
Rhodobacter sphaeroides	Laguna de Cisó	J. Turet
Chromatium minus	Laguna de Cisó	E. Montesinos
Chromatium vinosum	UA-6002	H. Van Gemerden
Chromatium minutissimum	DSM-6003	H. Trüper
Thiocapsa roseopersicina	UA-6003	J. Turet
Thiocapsa sp	UA-6062	H. Trüper
Thiocystis gelatinosa	DSM-200	N. Pfennig
Chlorobium phaeobacteroides	Laguna de Cisó	E. Montesinos
Pseudomonas aeruginosa	ATCC-15442	
Escherichia coli	AB-1157	M. Blanco
Salmonella typhimurium	LT2	J.L. Ingraham
Bacillus subtilis	ATCC-6633	
Staphilococcus aureus	ATCC-2593	

RESULTADOS

A) Caracterización de una bacteria presa para los estudios de depredación:

De todas las bacterias ensayadas, solo las pertenecientes a la familia Chromatiaceae se mostraron sensibles a la infección por Daptobacter. La cepa UA6062 fue la bacteria seleccionada para dichos estudios, ya que no forma agregados, contiene el pigmento fotosintético okenona y es fácilmente infectada por la bacteria depredadora.

Dado que esta bacteria no había sido estudiada previamente, el primer objetivo fue su caracterización morfológica, ultraestructural y fisiológica.

Al microscopio óptico (fig 1.a) la cepa UA6062 muestra una morfología esferica-ovoidal de 1.0-1.5 µm x 1.0-2.5 µm. Se trata de células inmóviles que unicamente en casos desfavorables de crecimiento muestran tendencia a formar agregados. La tinción de Gram es negativa. Dependiendo del estado fisiológico en que se encuentren las células pueden observarse glóbulos refringentes en su interior que corresponden a inclusiones de azufre, resultado del metabolismo fotosintético. Las secciones ultrafinas (fig. 1.b) permiten observar la estructura de membrana citoplasmática y pared celular característica de las bacterias gram-negativas. El sistema intracitoplasmático de membrana es de tipo vesicular formado por invaginaciones de la membrana plasmática. Las inclusiones intracitoplasmáticas que puede presentar son de glucógeno, poli-ß-hidroxibutirato y azufre elemental. No presenta vacuolas de gas.

El espectro de absorción "in vivo" de una suspensión de células de dicha cepa muestra unos picos de máxima absorción a 370, 520 y 825 nm. El de 520 es el correspondiente al carotenoide okenona, mientras que los otros dos son máximos de absorción característicos de la bacterioclorofila a.

Las condiciones óptimas de crecimiento para este microorganismo son de 25°C a 30°C de temperatura, pH entre 7.1 y 7.3 , y 100 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$ de intensidad de luz.

La cepa UA6062 es una bacteria purpúrea del azufre capaz de crecer en condiciones fotolitoautotróficas utilizando sulfhídrico, tiosulfato, azufre elemental o polisulfuro como dador de electrones. En presencia de bicarbonato y sulfhídrico puede fotoasimilar glicerol, glucosa, fructosa, acetato, propionato, lactato, piruvato, succinato, malato y fumarato. Sin embargo no se observó crecimiento cuando el substrato suministrado fue etanol, formato, butirato, valerato, citrato, ascorbato y casaminoácidos. Los resultados obtenidos así como las concentraciones empleadas se encuentran en la tabla 2.

Como fuente de nitrógeno puede utilizar cloruro de amonio, peptona, casaaminoácidos y urea. Además requiere vitamina B_{12} como factor de crecimiento. Las características anteriormente expuestas, y especialmente las que hacen referencia a inmovilidad, morfología y ausencia de vacuolas de gas nos permitió clasificar esta bacteria como perteneciente al género Thiocapsa.

Tabla 2. Utilización de diferentes fuentes de carbono y de poder reductor por la cepa UA6062.
Utilization of different carbon sources and electron donors by strain UA6062

SUBSTRATO	CONCENTRACIÓN	CRECIMIENTO CON $NaHCO_3$	
		con H_2S	sin H_2S
Sulfhídrico	0.03 %	Control	Control
Tiosulfato	5 mM	+	+
Azufre elemental	trazas	+	+
Polisulfuro	1 mM	+	+
Etanol	10 mM	-	N
Glicerol	10 mM	+	-
Glucosa	5 mM	+	-
Fructosa	5 mM	+	-
Casaaminoácidos	0.1 %	-	N
Formato	5 mM	-	N
Acetato	5 mM	+	-
Propionato	1 mM	+	-
Butirato	2.5 mM	-	N
Valerato	0.5 mM	-	N
Lactato	10 mM	+	-
Piruvato	10 mM	+	-
Succinato	10 mM	+	-
Malato	7.5 mM	+	-
Fumarato	10 mM	+	-
Citrato	5 mM	-	N
Ascorbato	0.0025 %	-	N

+ : Absorbencia a 650 nm superior a la del control
N : No determinado. Obsérvese que el crecimiento con H_2S ya fue negativo.

B)Aplicaciones de Thiocapsa sp en la detección de microorganismos depredadores de ambientes naturales.

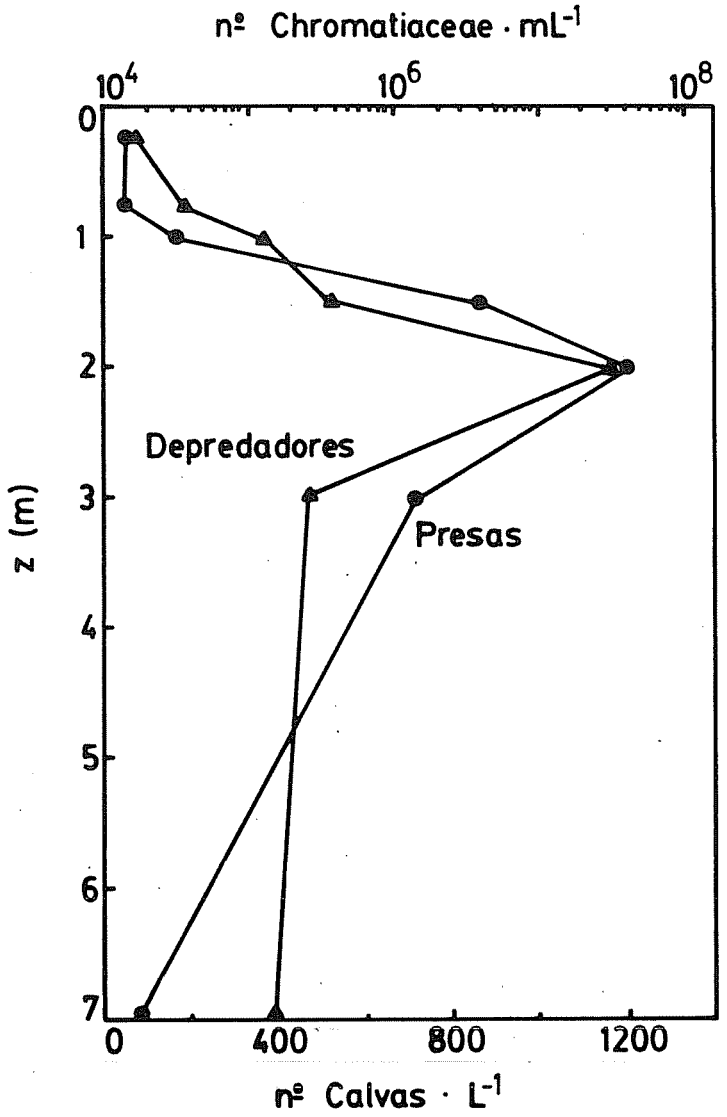
Para los estudios de depredación en ambientes naturales se diseñó un método para la detección de las placas líticas producidas por Daptobacter sobre la célula presa. Para ello se utilizó la cepa Thiocapsa UA6062 que previamente se había caracterizado. Muestras de campo obtenidas de la laguna de Cisó se filtraban sobre filtros de fibra de vidrio que contenían como capa indicadora Thiocapsa y se incluía por el método descrito anteriormente de la doble capa de agar. Este método fue especialmente interesante en el caso de muestras en las que la población de Chromatiaceae de la laguna estudiada no era lo suficientemente elevada como para formar de manera natural una capa coloreadas sobre la que fuera fácil detectar las calvas líticas. En la figura 1.c. se muestra el aspecto de las calvas de lisis obtenidas por el mencionado método.

A partir de material procedente de las placas de lisis se efectuaron cultivos de enriquecimiento. Muestras obtenidas de dichos cultivos se procesaron por microscopia electrónica en secciones ultrafinas. La figura 1.d muestra células infectadas por Daptobacter, en la que se aprecia la rotura de la pared celular y la membrana citoplasmática, así como la

penetración de Daptobacter en el interior de la célula presa.

Para estudiar el papel de los microorganismos depredadores en ambientes naturales se utilizó dicho método a partir de muestras de agua obtenidas a distintas profundidades. Al mismo tiempo se efectuaron recuentos totales de Chromatiaceae. En la figura 2 se han representado los resultados correspondientes al análisis efectuado en la laguna de Cisó durante el período de estratificación (julio de 1985). En dicha figura puede observarse que el máximo de células depredadoras coincide con el máximo registrado de bacterias presa, a 2 m de profundidad.

FIGURA 2. Distribución vertical del número de bacterias depredadoras y presa en la laguna de Cisó (julio de 1985).
FIGURE 2. Vertical distribution of predatory and prey bacteria in Lake Cisó (1985 July).



DISCUSIÓN

Las características fisiológicas, así como las referentes a las etapas de los ciclos infectivos de Vampirococcus y Daptobacter ya han sido descritas con anterioridad (Esteve et al., 1983; Guerrero et al., 1986; Guerrero et al., 1987)). Sin embargo el inconveniente principal del estudio de dichos microorganismos consiste en aplicar la metodología adecuada, debido a las exigencias de crecimiento de las cepas utilizadas como presa (bacterias fototróficas). Los métodos ensayados con excelentes resultados para las bacterias depredadoras del género Bdellovibrio (Starr y Stolp, 1976) no son aplicables a los ambientes anaeróbicos.

Los recuentos de microrganismos depredadores en ambientes naturales conllevan problemas de interpretación debido al tratamiento al que han de someterse las muestras antes de ser observadas. El recuento del porcentaje de células que presentan epibiontes puede realizarse por técnicas de microscopía de epifluorescencia o microscopía electrónica de barrido. Ambos métodos requieren una filtración previa de las muestras sobre un filtro Nuclepore y por ello no son del todo fiables ya que células no depredadoras pueden quedar sobre las bacterias presa por el efecto mismo de la filtración.

Por otra parte, los recuentos de microorganismos viables basados en el recuento de placas líticas formadas sobre sedimentos celulares de microorganismos presa dan valores más fiables. Sin embargo, hay que tener presente que las placas líticas aparecidas pueden tener diversas causas, como, por ejemplo, la presencia de bacteriófagos (Abeliobich et al., 1974), la presencia de protozoos (Starr y Stolp, 1976) o incluso la presencia de otras bacterias con capacidad de excretar enzimas de naturaleza lítica (Guerrero et al., 1987). De todo ello se deduce que el recuento de dichas placas es un buen método para la detección de microorganismos depredadores pero las causas que lo provocan pueden ser múltiples y, por tanto, la interpretación de los resultados debe efectuarse con precaución.

En los recuentos de viables de Bdellovibrio se utilizan cultivos confluentes de células presa. Las placas obtenidas se contrastan con facilidad mediante la adición de una solución de cloruro de tetrazolio (Seidler y Starr, 1969), pero en el caso de Daptobacter no es posible efectuar un cultivo confluente semejante ya que las células presa son anaeróbicas y requieren de sulfhídrico como fuente de poder reductor. Para evitar este problema se diseñó el método de filtración en doble capa de agar (véase material y métodos).

El punto más importante a considerar para la detección de bacterias depredadoras ha sido la elección de la bacteria presa adecuada. Aunque se ha comprobado que Daptobacter puede formar placas de lisis sobre sedimentos celulares de distintas bacterias purpúreas del azufre, la efectividad de infección es distinta dependiendo de la especie utilizada. Así, aquellas especies con tendencia a formar agregados o que presentan cápsulas son más difícilmente atacables por Daptobacter.

La bacteria ensayada en el presente trabajo se considera ideal en el estudio de la depredación porque es fácilmente infectable por Daptobacter, y porque contiene un pigmento carotenoide de tipo okenona que presen-

ta una coloración rojiza que contrasta vivamente las placas de lisis producidas. Su utilización en experimentos de laboratorio es ventajosa con respecto a otras Chromatiaceae que poseen pigmentos carotenoides que proporcionan menor contraste. En cuanto a los trabajos de campo, es especialmente indicada su utilización en aquellos muestreos en los que la población de microorganismos fototróficos presenta unos niveles inferiores a 10^3 células por mL, insuficiente para colorear los filtros y proporcionar la capa de contraste deseada. La utilización de esta cepa ha permitido poder representar los perfiles verticales de distribución de los microorganismos depredadores con respecto a los microorganismos presa.

La figura 2 nos muestra una estrecha correlación en la distribución de ambas poblaciones, dicha distribución es también paralela en invierno durante la holomixis (datos no presentados en el presente artículo).

El estudio periódico espacio-temporal de los parámetros físico químicos (sulfhídrico, luz, etc.) y biológicos (concentración de microorganismos depredadores y presa) permitirá sin duda la determinación de las condiciones en que dicha depredación se produce, así como analizar las condiciones fisiológicas a las que debe estar sometida la bacteria presa para que ésta sea vulnerable a la acción del depredador.

El papel que Bdellovibrio pueda tener en el control de los microorganismos de ambientes acuáticos se encuentra limitado por la escasa concentración de las bacterias que utiliza como huéspedes. La laguna de Cisó en cambio, sustenta poblaciones con una concentración de bacterias fototróficas muy elevada lo que permite que pueda ser más fácilmente estudiado el papel que los microorganismos depredadores ejercen en el control de dichas poblaciones naturales.

FIGURA 1.A. Células de Thiocapsa UA6062, algunas de las cuales presentan glóbulos de azufre intracelular. Fotografía de contraste de fases (1300x)

B. Sección ultrafina de Thiocapsa UA6062 mostrando las vesículas intracitoplasmáticas que contienen los pigmentos fotosintéticos (55.000x)

C. Placas de lisis producidas por Daptobacter sobre sedimentos celulares de Thiocapsa UA6062.

D. Células de Daptobacter penetrando en el interior del citoplasma de las células presa (23.000x).

FIGURE 1.A. Cells of Thiocapsa UA6062, some showing intracellular sulfur globules (phase contrast micrograph 1300x).

B. Ultrathin sections of Thiocapsa UA6062 showing intracytoplasmic vesicles (55.000x).

C. Lytic plaques formed by Daptobacter on sedimented cell lawns of Thiocapsa UA6062.

D. Thin sections of Daptobacter cells penetrating in the cytoplasmic space of the prey cells (23.000x).

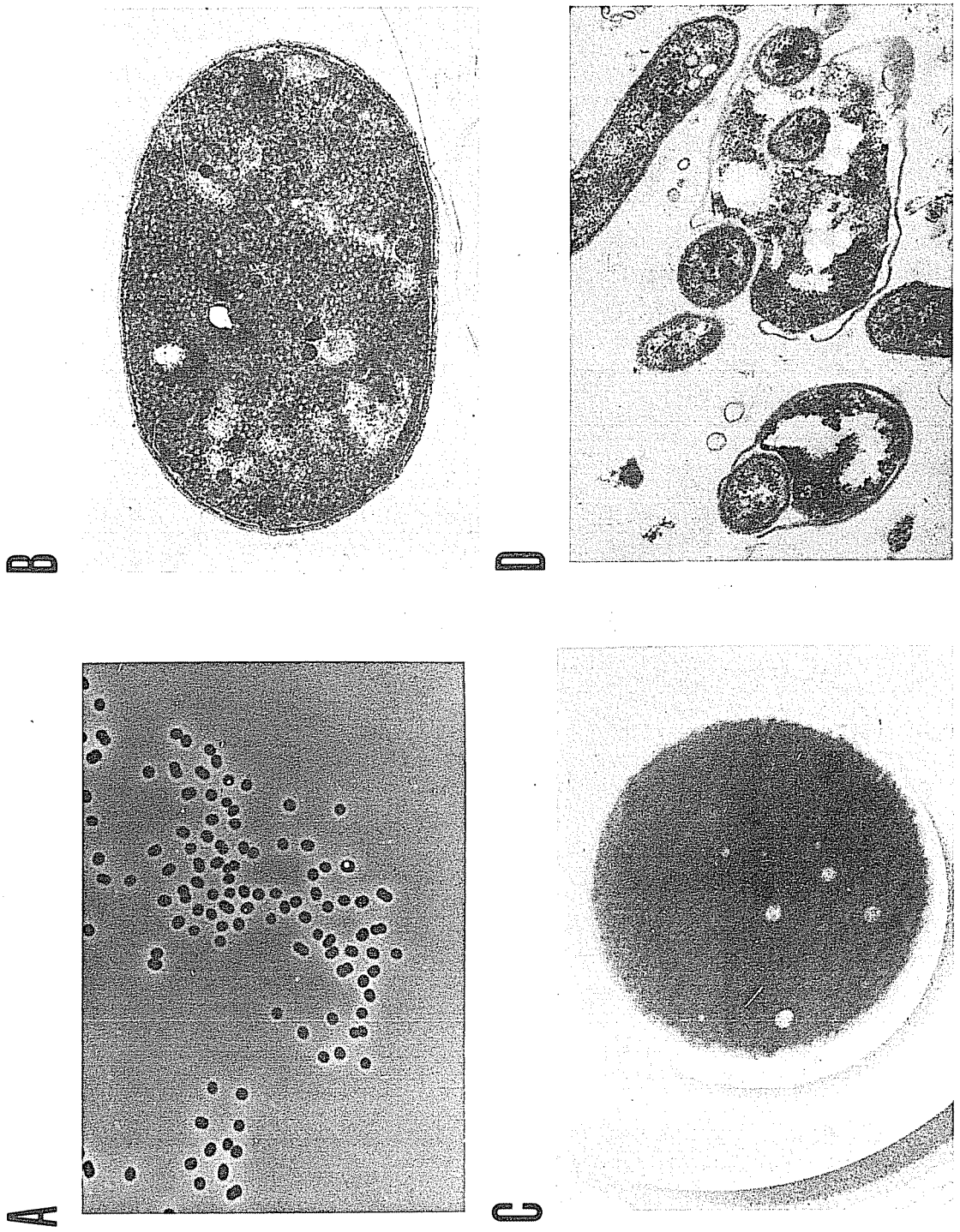


FIGURA 1

BIBLIOGRAFÍA

ABELIOVICH, A. y S. KAPLAN, 1974. Bacteriophages of Rhodopseudomonas sphaeroides: isolation and characterization of a Rhodopseudomonas sphaeroides bacteriophage. J. Virol. 13:1392-1399.

ANDERSON, T.F. 1951. Techniques for the preservation of threedimensional structure in preparing specimen for the electron microscope. Trans. N. Y. Acad. Sci. 13:130-135.

ESTEVE I., R. GUERRERO, E. MONTESINOS y C. ABELLÁ. 1983. Electron microscope study of the interacion of epibiontic bacteria with Chromatium minus in natural habitats. Microb. Ecol. 9:57-64.

GUERRERO R. y C. ABELLÁ. 1978. Dinámica espacio temporal de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en una laguna anaeróbica de aguas sulfurosas. Oecol. Aqua. 3:193-205.

GUERRERO R., C. PEDRÓS-ALIÓ, I. ESTEVE, J. MAS, D. CHASE y L. MARGULIS. 1986. Predatory prokaryotes: predation and primary consumption envolved in bacteria. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 83:2138-2142.

GUERRERO R., I ESTEVE, C PEDRÓS-ALIÓ y N. GAJU. 1987. Predatory Bacteria in prokaryotic communities: the earliest trophic relationships. Ann. N. Y. Acad. Sci. (en prensa).

PFENNIG N. y S. WAGENER. 1986. An improved method of preparing wet mounts for photomicrographies of microorganisms. J. Microbiol. Methods 4:303-306.

REYNOLDS E.S., 1963. The use of lead citrate at hight pH as an electron opaque stain in electron microscopy. J. Cell. Biol. 17:208-212.

RYTER A., E. KELLENBERGER y J. SECHAND. 1958. Electron microscopy study of DNA containing plasmids II vegetative and nature phage DNA as compared with natural bacterial nucleoids in different physiological states. J. Biophys. Biochem. Cytol. 4:671-682.

SEIDLER R.J. y M.P. STARR. 1969. Isolation and characterization of host independent Bdellovibrio. J. Bacteriol. 100:769-785.

STARR M.P. y M. STOLP. 1976. Bdellovibrio methodology. Methods in Microbiol. 9:219-243.

VAN GEMERDEN H y H.H. BEEFTINK. 1982. Ecology of phototrophic bacteria (Appendix, cultivation methods) En: Ormerod, J.C. (ed). The phototrophic bacteria: anaerobic life in the light. Blakwell Scientific Publications. pp 179-185.

PRODUCCIÓN PRIMARIA POR FOTOTROFÍA Y POR QUIMIOLITOTROFÍA EN LA LAGUNA DE CISÓ

Josefina García Cantizano, J.Ma. Gasol y Carlos Pedrós-Alió

Departamento de Genética y Microbiología, Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra, BARCELONA.

Palabras clave: Producción primaria, bacterioplancton, quimiolito-autotrofía.

SUMMARY

PRIMARY PRODUCTION THROUGH PHOTOTROPHY AND CHEMOLITHOTROPHY IN LAKE CISÓ

Key words: Primary production, bacterioplankton, chemolitho-autotrophy.

The contribution of different microbial processes to primary production was measured in Lake Cisó, a small lake which becomes completely anaerobic during the winter. Large populations of phototrophic bacteria dominated the lake during the winter. During summer stratification, phytoplankton, phototrophic bacterioplankton, and chemolithoautotrophic bacterioplankton contributed an estimated 65, 25 and 10%, respectively, of primary production. During winter holomixis, phototrophic and chemotrophic bacterioplankton contributed 50% each.

INTRODUCCIÓN

La producción primaria consiste en la incorporación de carbono inorgánico, en forma de CO_2 y su conversión en materia orgánica. Normalmente, la mayor parte de la fijación en lagos es llevada a cabo por algas planctónicas mediante el proceso conocido como fotosíntesis oxigénica. Como consecuencia, suele medirse la producción primaria en lagos mediante la incorporación de CO_2 en botellas claras una vez descontada la incorporación en la oscuridad (REYNOLDS 1984). Sin embargo, existen diversos mecanismos metabólicos por los que el carbono inorgánico puede entrar a formar parte de la biomasa de un ecosistema y que, o bien quedan excluidos de este método de medida, o bien quedan asimilados a la fotosíntesis oxigénica sin serlo (Tabla 1). En primer lugar, la fotosíntesis oxigénica llevada a cabo por plantas, algas y cianobacterias es un proceso muy ampliamente extendido en el que se utiliza agua como donadora de electrones y se genera oxígeno. En segundo lugar, existe la

fotosíntesis anoxigénica, realizada por algunas cianobacterias y por las bacterias fototróficas del azufre y no de azufre. Estos organismos utilizan sulfhídrico, hidrógeno, o algún otro compuesto reducido como donadores de electrones y generan sulfato, agua o algún otro compuesto oxidado, pero siempre distinto del oxígeno. Este proceso ocurre solamente en ecosistemas anaeróbicos (BIEBL Y PFENNIG 1979). En tercer lugar, la mayor parte de los organismos pueden fijar una pequeña cantidad de CO_2 en forma de materia orgánica mediante enzimas tales como la fosfoenol piruvato carboxilasa. Por este procedimiento, se calcula que las bacterias heterotróficas pueden obtener el 6% de sus requerimientos de carbono (ROMANENKO 1973). Este proceso suele ser de muy escasa importancia cuantitativa al compararlo con los otros. Finalmente, existen algunos grupos especializados de bacterias que pueden crecer mediante un metabolismo quimiolitoautotrófico, en el que fijan CO_2 como fuente exclusiva de carbono y utilizan algún compuesto inorgánico reducido como fuente de electrones y energía. Por ejemplo, las bacterias del género Thiobacillus oxidan sulfhídrico a sulfato, transfiriendo los electrones al oxígeno y fijando CO_2. La necesidad de disponer simultáneamente de compuestos reducidos y de oxígeno hace que estos microorganismos solo puedan ser abundantes en las interfases entre ecosistemas aeróbicos y anaeróbicos (GORLENKO *et al.* 1983).

Tabla 1. Substratos y productos de los distintos procesos de fijación de CO_2 y organismos que los pueden llevar a cabo. Los organismos que pueden hallarse en el Lago Cisó se han marcado en cursiva.

Table 1. Substrates and products of the different CO_2 fixation processes and organisms carrying them out. Organisms that can be found in Lake Cisó are shown in italics.

Proceso	Substratos			Productos	Organismos
	Fuente energía	Donador electrones	Aceptor electrones		
Fotosíntesis oxigénica	luz	H_2O	CO_2	O_2, MO[a]	Plantas, *algas* y cianobacterias
anoxigénica	luz	H_2S, H_2	CO_2	SO_4, H_2O, MO	Cianobacterias *Bacterias verdes* *Bacterias rojas*
Fijación por heterótrofos	química	MO	O_2, CO_2	CO_2, H_2O, MO	*La mayoría*
Quimiolito-autotrofía	química	H_2S, NH_4, NO_2, Fe^{2+}	O_2, CO_2	H_2O, MO	*Bac. del azufre* *Bac. nitrificantes* Bac. del hierro

[a] MO: materia orgánica. *Organic matter*

En el presente trabajo se midieron estos distintos componentes de la producción primaria en la laguna de Cisó, donde la presencia de zonas anaeróbicas y aeróbicas hacía prever la importancia de los procesos exclusivamente bacterianos antes descritos. Para diferenciar la fotosíntesis oxigénica de la anoxigénica se utilizó el inhibidor del fotosistema dos (exclusivo de la oxigénica) DCMU y, para diferenciar la quimiolitoautotrofía, se midió la incorporación en tubos tapados (en la oscuridad).

MATERIAL Y MÉTODOS

Todas las muestras se tomaron en la laguna de Cisó (Banyoles, Gerona) con botellas de Ruttner y se recogieron en botellas Pyrex tapadas con papel de aluminio, que se guardaron en neveras con hielo hasta su procesamiento. En el lago se midieron temperatura, conductividad, alcalinidad, pH, penetración de la luz, concentraciones de amonio, nitrato, nitrito, sulfhídrico y oxígeno según métodos ya descritos (GUERRERO *et al.* 1985, PEDRóS-ALIó *et al.* 1987a).

Los pigmentos se determinaron mediante espectros de absorción de extractos en acetona al 90% según las fórmulas de TAKAHASHI & ICHIMURA (1970) para la bacterioclorofila a y las de CARACO (1986) para las bacterioclorofilas c, d y e y para la clorofila a. También se realizaron espectros de absorción *in vivo* suspendiendo las muestras naturales en una disolución concentrada de sacarosa antes de realizar el espectro.

La producción primaria se midió mediante la incorporación de bicarbonato marcado con carbono 14 (100 μCi mL^{-1}, Amersham). Las incubaciones se realizaron en tubos de 22 mL de capacidad y con tapón de rosca, a los que se añadieron 0.05 mL de la disolución de bicarbonato. Los tubos se incubaron bien en el lago, suspendidos de una plataforma superficial descrita con anterioridad (GUERRERO *et al.* 1985), o bien en el laboratorio, en una cámara a 27 ºC con iluminación fluorescente entre 60 y 100 μEinst. m^{-2} s^{-1}. Para cada condición experimental se incubaron dos réplicas, dos tubos tapados con papel de aluminio, dos tubos con DCMU 10^{-5} M, y un tubo con formol (4% concentración final). Las incubaciones en el lago duraban cuatro horas y en el laboratorio entre 1 y 3. Para detener la incubación se pusieron los tubos en hielo, en la oscuridad, y se filtraron inmediatamente por filtros Whatman GF/C, se dejaron secar los filtros, se les sometió a vapores de HCl concentrado y se contó la radiactividad en viales de centelleo con un coctel de base tolueno, en un contador de centelleo LKB 1211 Rackbeta. En experimentos de control se pudo comprobar que los filtros usados daban mejores resultados que otros de tamaño de poro inferior, pero de distinto material, como los Sartorius de 0.45 μm de diámetro de poro. También se llevaron a cabo controles para determinar la posible inhibición que el etanol en el que se disuelve el DCMU pudiera tener sobre la fijación de carbono radiactivo, comprobándose que no era significativa. Así mismo, se comprobó que no era necesaria una preincubación con DCMU, un inhibidor del fotosistema II, para su total efectividad, por lo que se pudo eliminar este paso.

RESULTADOS

En la Fig. 1 se ha recogido la distribución vertical de los parámetros relevantes durante un típico día de holomixis y otro de estratificación. Durante la holomixis, caracterizada por la homogeneidad en el perfil vertical de temperatura, la intensidad de la luz disminuía rápidamente con la profundidad, desapareciendo totalmente un metro por debajo de la superficie. Esta escasa penetración de la luz se debía a la presencia de grandes cantidades de bacterias fototróficas del azufre en toda la columna de agua. Los perfiles verticales de pigmentos muestran la total ausencia de organismos con Chl a (fitoplancton) y la gran abundancia de bacteriocloro-filas, tanto la Bchl a correspondiente a bacterias rojas del azufre, como la combinación de Bchl c, d, y e, correspondientes a bacterias verdes del azufre. La presencia de estas bacterias, anaeróbicas estrictas, por todo el lago era posible gracias a la distribución vertical del sulfhídrico, que presentaba una concentración de 0,6 mM por todo el lago. Solamente en los 50 cm superiores disminuía esta concentración debido a la interacción con el oxígeno procedente de la atmósfera y a las actividades de los micro-organismos oxidadores del azufre. La distribución de los compuestos de nitrógeno mostraba, así mismo, que los compuestos oxidados de nitrógeno (nitrato y nitrito) se hallaban solamente en los cm superificales, mientras que el amonio alcanzaba concentraciones de 0,25 mM por el resto de la columna de agua.

La situación durante la época de estratificación era completamente distinta. El perfil de temperatura mostraba una estratificación clara con una termoclina entre 1 y 3 m de profundidad. La penetración de la luz era mayor que durante el invierno alcanzando hasta el metalimnion, donde se acumulaban organismos portadores de Chl a, sobre todo *Cryptomonas phaseo-lus*, que en esta época del año podía alcanzar concentraciones de hasta 10^5 células mL^{-1}. La distribución de las bacterioclorofilas muestra como las bacterias fototróficas se distribuían formando un máximo de abundancia por debajo del máximo de Chl a, pero estaban presentes en todo el hipolimnion. La distribución de los compuestos de nitrógeno y el sulfhídrico era consecuencia de un epilimnion aeróbico y un hipolimnion anaeróbico.

Los perfiles de luz, de nitrito, amonio y sulfhídrico muestran la distribución de las fuentes de energía y electrones potenciales para los distintos procesos mediante los que los microorganismos pueden contribuir a la producción primaria (véase la Tabla 1). Como puede apreciarse en la Fig. 1, los organismos fototróficos oxigénicos solo podían ser activos en el epi- y metalimnion durante el verano y en los cm superficiales durante el invierno. En cambio, los fototróficos anoxigénicos podían ocupar todo el lago durante el invierno y el meta- y hipolimnion en verano. La distribución de las clorofilas muestra que, efectivamente, ésta era la distribución de los microorganismos fototróficos. Por el contrario, no existe forma sencilla de detectar las bacterias quimiolitoautotróficas, por no tener características morfológicas identificables. Por lo tanto, solamente se puede sugerir que las bacterias nitrificantes estarían presentes en el epi-limnion durante el verano, gracias a la disponibilidad simultánea de nitrito, amonio y oxígeno, mientras que las bacterias del azufre estarían en la superficie durante el invierno y en el metalimnion durante el verano, es decir en aquellos lugares en los que coexistían sulfhídrico y oxígeno.

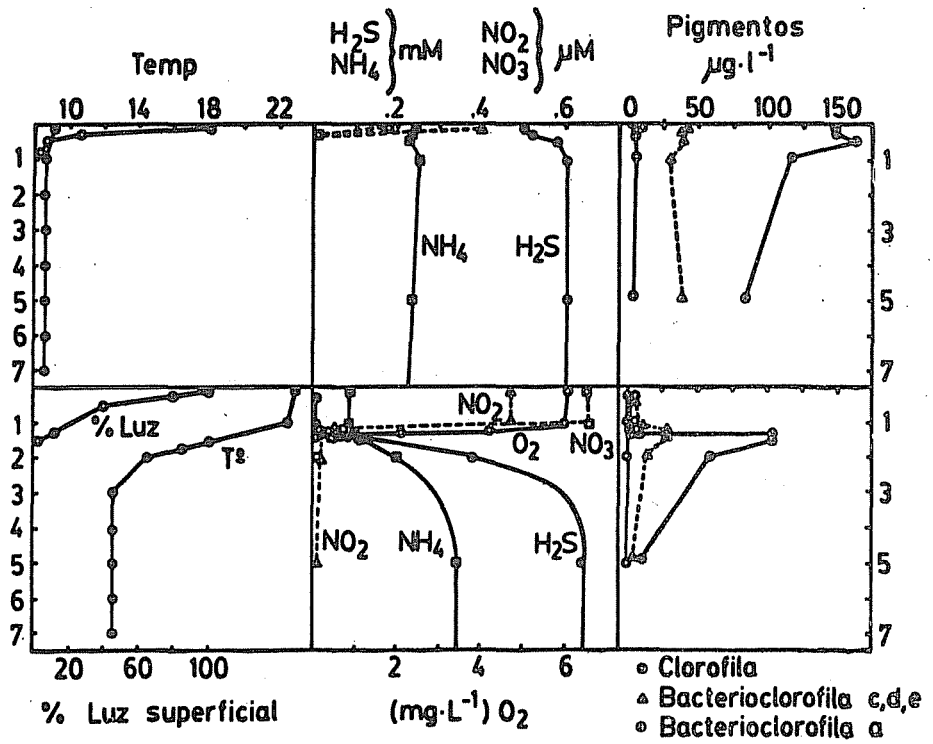


Figura 1. Distribución vertical de diversos parámetros en el lago Cisó, durante un día de holomixis (arriba, 11 diciembre 1986) y durante un día de estratificación (abajo, 15 julio 1986). Los paneles de la izquierda muestran los perfiles de temperatura (●) y porcentaje de luz superficial a cada profundidad (○). Los paneles centrales muestran las concentraciones de sulfhídrico (mM, ●), amonio (mM, ■), nitrito (µM, ▲), nitrato (µM, □) y oxígeno (mg L^{-1}, ○). Los paneles de la derecha muestran la distribución vertical de los pigmentos fotosintéticos clorofila a (○), bacterioclorofila a (●) y bacterioclorofilas c, d, y e (△), todas en µg L^{-1}.

Figure 1. Vertical distribution of several parameter in Lake Cisó, during a day of holomixis (upper part, December 11, 1986) and a day of stratification (lower part, July 11, 1986). Left hand panels show profiles of temperature (●), and percent of surface light (○). Central panels show concentrations of sulfide (mM, ●), ammonia (mM, ■), nitrite (µM, ▲), nitrate (µM, □), and oxygen (mg L^{-1}, ○). Right hand panels present distribution of photosynthetic pigments chlorophyll a, bacteriochlorophyll a, and bacteriochlorophylls c, d, and e in µg L^{-1}.

En la Fig. 2 se han representado dos experimentos de campo que ilustran la repartición de la producción primaria entre los distintos grupos de microorganismos, en una situación de estratificación y otra de holomixis. Durante la estratificación se sucedían tres picos de fijación de CO_2: el más superficial correspondiente a fitoplancton aeróbico, el intermedio debido a fijación oscura, es decir por bacterias quimiolitoautotróficas y el inferior, en la parte más profunda del metalimnion, debido a bacterias fototróficas. En esta ocasión no existía el máximo metalimnético de Cryptomonas phaseolus, de lo contrario se habría detectado un segundo pico de fotosíntesis oxigénica en la parte superior del metalimnion.

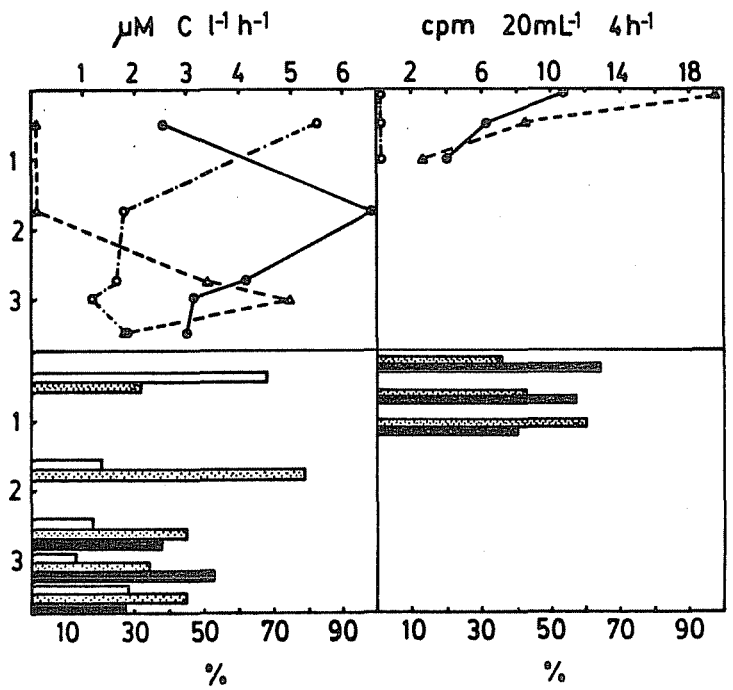


Figura 2. Distribución vertical de la fijación de CO_2 por distintos procesos microbianos durante un día de estratificación (izquierda, 12 julio 1983) y otro de holomixis (derecha, 11 diciembre 1986). Los paneles superiores muestran la fijación de carbono, en las unidades indicadas, por algas (O), bacterias quimiolitoautotróficas (●) y por bacterias fototróficas (Δ). Los paneles inferiores muestran los mismos datos expresados en forma de porcentajes respecto al total para algas (histogramas blancos), bacterias quimiolitoautotróficas (histogramas punteados) y bacterias fototróficas (histogramas negros).

Figure 2. Vertical distribution of carbon fixation through different microbial processes for a stratification day (left, July 12, 1983) and a holomixis day (right, December 11, 1986). Upper panels show carbon fixation by algae (O), chemolithoautotrophic bacteria (●), and phototrophic bacteria (Δ). Lower panels show the same data as percent of total fixation, for algae (white bars), chemolithotrophic bacteria (stippled bars), and phototrophic bacteria (black bars).

La situación durante la holomixis era completamente distinta. Al hallarse la interfase entre las condiciones aeróbicas y anaeróbicas en la superfície, el máximo de fijación por bacterias quimiolitoautotróficas era superficial. No existía fijación por fotosíntesis oxigénica y la anoxigénica también presentaba un máximo superficial (Fig. 2).

Así pues, la fijación por el fitoplancton mediante fotosíntesis oxigénica no solamente no era el único proceso fijador de CO_2, sino que en determinados períodos ni siquiera funcionaba. Incluso en la zona de lago con

Tabla 2. Porcentajes de la fijación total de CO_2 que llevaron a cabo algas, bacterias fototróficas y litotróficas en la profundidad de mayor abundancia de algas. *Table 2. Percentage of total CO_2 fixation carried out by algae, phototrophic and lithotrophic bacteria at the depth of maximal algal abundance.*

Fecha	Porcentajes		
	Algas	Bacterias fototróficas	Bacterias quimiotróficas
17 Jun 86	66	30	4
17 Jul 85	68	25	7
25 Sep 86	48	40	12

Tabla 3. Efecto de distintas substancias sobre la fijación de CO_2 por muestras tomadas en el punto de máxima abundancia de algas. *Table 3. Effect of different compounds on CO_2 fixation by samples from the algal maximum of abundance.*

Adición	Incorporación de CO_2			
	Algas	Bacterias fototróficas	Bacterias quimiotróficas	Total
Control[a]	12 000	1 600	420	100%
H_2S (0,6 mM)	- 93%	+ 204%	+ 170%	48%
Agua hipolim.	- 6%	+ 101%	+ 201%	101%
Aireación	- 9%	- 26%	- 22%	88%
Agua epilim.	+ 9%	- 34%	- 100%	112%
NH_4 (0,5 mM)	- 46%	- 46%	- 61%	62%

[a] Los resultados se dan en cpm para el control (sin adiciones) y como porcentajes el resto. Un signo menos significa inhibición, un signo mas estimulación. *Results are given as cpm for controls (no additions), and as percentages of the control for the experimental vials. A minus sign means inhibition, a plus sign stimulation.*

mayor abundancia de fitoplancton la producción por fotosíntesis oxigénica era normalmente sólo entre el 50 y el 70% de la producción total (Tabla 2).

En la Tabla 3, se resumen los efectos estimulatorios o inhibitorios de distintos compuestos sobre los tres tipos de fijación de carbono. Como cabría esperar, la adición de sulfhídrico, o de agua del hipolimnion (con algo de sulfhídrico) estimulaba la fijación por todas las bacterias dependientes del azufre, tanto las fototróficas como los quimiotróficas (fijación oscura), mientras que la oxigenación de la muestra, o la adición de agua del epilimnion (oxigenada) inhibían las fijaciones dependientes del sulfhídrico y no afectaban significativamente a la fotosíntesis oxigénica. Dado que estos experimentos se realizaron con muestras del metalimnion, es lógico que las adiciones de amonio no estimularan la fijación oscura (por bacterias nitrificantes), debido a que la presencia de sulfhídrico impediría la presencia de tales bacterias en el metalimnion. Es más, las concentraciones de amonio añadidas resultaron tóxicas para todos los organismos.

DISCUSIóN

Como en la laguna de Cisó no hay cianobacterias (PEDRóS-ALIó *et al.*, 1987a), la fotosíntesis oxigénica se podía atribuir a las algas y la anoxigénica a las bacterias fototróficas del azufre. De los resultados obtenidos puede deducirse que la fotosíntesis oxigénica es más importante que la anox-génica durante la estratificación, con máximos en superficie (debido a las acumulaciones temporales de Carteria, Peridinium y otros) y en el metalimnion debido a Cryptomonas phaseolus. Durante la estratificación se puede estimar que este último organismo fija un 65% del total. La fotosíntesis anoxigénica por bacterias del azufre puede representar un 30% de la fijación total durante esta época. Durante la holomixis, en cambio, no se detecta fotosíntesis oxigénica, aunque existe una población de C. phaseolus de unas 10^2 células por mL en todo el lago (PEDRóS-ALIó *et al.* 1987b). La fotosíntesis anoxigénica se ve limitada al metro superior debido a la escasa penetración de la luz.

En la laguna de Cisó hay gran abundancia de amonio y sulfhídrico, que en algunas zonas están en contacto con oxígeno, lo cual haría esperar que las bacterias que mas contribuyeran a la fijación oscura de CO_2 fueran las bacterias quimiolitoautotróficas del nitrógeno (bacterias nitrificantes) y de azufre. Dado que el sulfhídrico es tóxico para la mayor parte de los organismos, es probable que, en presencia de este gas, solamente vivan las bacterias quimiolitoautotróficas del azufre. En cambio, en el epilimnion, durante el verano, existe gran cantidad de amonio y nada de sulfhídrico, lo que sugiere que las bacterias responsables de la fijación oscura en esta situación sean las bacterias quimiolitoautotróficas del nitrógeno.

Teniendo en cuenta las mediciones obtenidas y las consideraciones anteriores, se ha construido el modelo de la Fig. 3 que ilustra el fraccionamiento de la producción primaria en la laguna de Cisó durante la holomixis y durante la estratificación. Como puede apreciarse en la figura, durante la holomixis solo existe fijación bacteriana, aproximadamente un 50% por fototrofía y otro 50% por quimiolitoautotrofía. Toda esta producción tiene lugar únicamente en los 75 a 100 cm superiores de lago. Durante la estratificación, la fotosíntesis oxigénica produce un 65% de la producción primaria, sobretodo en el metalimnion, donde se situa un máximo de C. phaseolus (PEDRóS-ALIó *et al.* 1987b). La fotosíntesis anoxigénica con-

tribuye con un 25% en una franja situada por debajo del máximo metalimnético algal, en condiciones crepusculares de luz. La producción por bacterias quimiolitoautotróficas se reparte entre las bacterias del nitrógeno en el epilimnion (5%) y las del azufre en el metalimnion (otro 5%). Así pues, la producción primaria en el lago Cisó no se debe únicamente a las actividades del fitoplancton, sino que varios grupos de bacterias contribuyen significativamente a la misma.

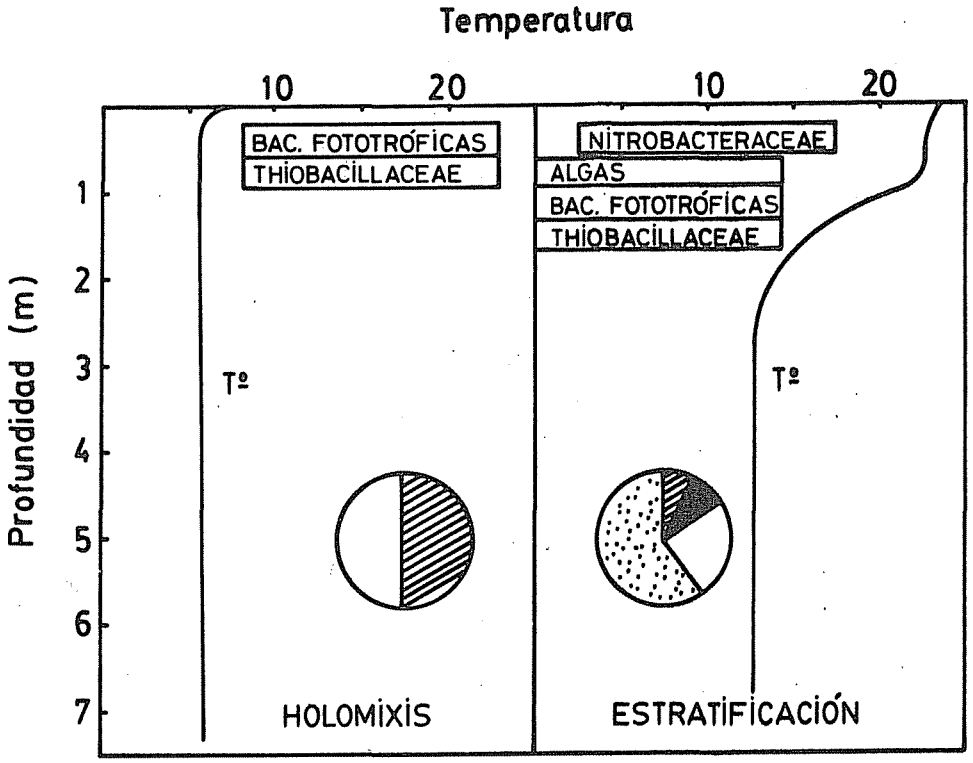


Figura 3. Modelo que resume las contribuciones de cada grupo microbiano a la fijación total de CO_2 en la laguna de Cisó durante la holomixis (izquierda) y durante la estratificación (derecha). Los sectores indican el porcentaje de la fijación total realizado por algas (punteado), bacterias fototróficas (blanco), bacterias litotróficas del azufre (rayado) y del nitrógeno (negro).

Figure 3. Model summarizing contributions of each group of microorganisms to total carbon fixation during holomixis (left) and stratification (right) in Lake Cisó. Sectors indicate the percent contribution by algae (dotted), phototrophic bacteria (white), and sulfur (stripped) and nitrogen (black) lithotrophic bacteria.

Existen muy pocos datos comparables en la literatura. La mayoría corresponden a lagos situados en la Unión Soviética (véase resumen en

GORLENKO *et al.* 1983). En dichos lagos, existe una gran variedad de patrones de distribución de la producción primaria entre los distintos procesos microbianos. Por ejemplo, en el lago Konon'er, un lago mesotrófico y meromíctico, la producción algal asciende al 64%, la fotosíntesis bacteriana representa el 25% y la fijación oscura el 11%. Esta distribución es prácticamente idéntica a la de la laguna del Cisó durante el verano. En cambio, en el lago Maral-Gël', un lago oligotrófico, la fotosíntesis oxigénica representa solamente un 13% del total, la anoxigénica un 34%, y la fijación oscura por Thiobacillus el 53% del total. El patrón de distribución invernal en la laguna del Cisó representaría el caso extremo en este sentido de disminución de la fotosíntesis oxigénica, dado que es completamente nula (Fig. 3). La escasez de datos comparativos y lo sorprendente de algunos de estos resultados, resaltan el interés de ampliar este tipo de medidas a un espectro mayor de lagos. Por lo tanto, este tipo de metabolismos deberían tenerse en cuenta al evaluar la producción primaria en lagos con zonas anaeróbicas.

BIBLIOGRAFíA

BIEBL, H. & N. PFENNIG. 1979. Anaerobic CO_2 uptake by phototrophic bacteria. A review. **Ergebn. Limnol.**,12: 48-58.

CARACO, N. & A.H. PUCCOON. 1986. The measurement of bacterial chlorophyll and algal chlorophyll a in natural waters. **Limnol. Oceanogr.**,31: 889-893.

GORLENKO, V.M., G.A. DUBININA & S.I. KUSNETSOV. 1983. **The ecology of aquatic micro-organisms.** E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 252 pp.

GUERRERO, R., E. MONTESINOS, C. PEDRóS-ALIó, I. ESTEVE, J. MAS, H. VAN GEMERDEN, P.A.G. HOFMAN & J.F. BAKKER. 1985. Phototrophic sulfur bacteria in two Spanish lakes: Vertical distribution and limiting factors. **Limnol. Oceanogr.**, 30: 919-931.

PEDRóS-ALIó, C., J.Ma. GASOL & R. GUERRERO. 1987a. On the ecology of a Cryptomonas phaseolus population forming a metalimnetic bloom in Lake Cisó, Spain: Annual distribution and loss factors. **Limnol. Oceanogr.**, 32: (en prensa).

PEDRóS-ALIó, C., J.Ma. GASOL & R. GUERRERO. 1987b. Microbial ecology of sulfurous Lake Cisó. En F. Megusar (dir.) **Current perspectives in microbial ecology**. Ljubljana: (en prensa).

REYNOLDS, C.S. 1984. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge University Press. Cambridge, U.K.: pp.

ROMANENKO, V.I. 1973. Abundance and production of bacteria in Latvian Lakes. **Verhl. Int. Verein. Limnol.**,18: 1306-1310.

TAKAHASHI, M. & S. ICHIMURA. 1970. Photosynthetic properties and growth of phtosynthetic sulfur bacteria in lakes. **Limnol. Oceanogr.**, 15: 924-944.

INCIDENCIA DE LA INESTABILIDAD DE LA MEROMIXIS EN BANYOLES IV (LAGO DE BANYOLES, GIRONA) EN LA DINAMICA POBLACIONAL DE BACTERIAS FOTOTROFICAS DEL AZUFRE.

Jesús GARCIA-GIL, Ramon C. BRUNET y Carles A. ABELLA

Institut d'Ecologia Aquàtica, Col.legi Universitari de Girona.
Universitat Autonoma de Barcelona
Hospital 6, 17071 GIRONA

Palabras clave : Meromixis, bacterias fotosintéticas, dinámica poblacional, Banyoles, bacterioplancton.

SUMMARY

INCIDENCE OF THE UNSTABILITY OF MEROMIXIS IN BANYOLES IV (BANYOLES LAKE, GIRONA) ON THE DYNAMICS OF PHOTOTROPHIC BACTERIA POPULATIONS

Key words: Meromixis, phototrofic bacteria, population dynamics, Banyoles lake, bacterio plankton.

In this report, a description of physico chemical and biological characteristics of a new meromictic basin in Banyoles (Banyoles IV) lake is carried out. The oscillating behaviour of this meromixis (chemocline located at different depths during the anual cicle) has an important effect both on light quantity and quality reaching chemocline, and on total surface of production, increasing the growth rate of total biomasse measured as bacteriochlorophyll e. This effect is also studied in concentration terms. Finally a comparison between experimental and field growth of bacteria is used to define global parameters of bacterial population.

INTRODUCCION

El lago de Banyoles (Girona), es una masa de agua de orígen cárstico formado por dintintos hundimientos que determinan las diferentes cubetas. Éstas son de profundidad variable y presentan surgencias de agua subterránea que mantiene en suspensión un material finísimo de naturaleza margosa, también llamado sedimento en suspensión (ABELLA, 1982).

Margalef realiza en 1969 la primera ecosondación hallando cuatro grandes cubetas (PLANAS, 1973). Fruto de los estudios realizados durante estos últimos 20 años en el lago de Banyoles, fue el descubrimiento, en 1978 de una meromixis estable en la cubeta III (MIRACLE 1978, GUERRERO et al. 1978). El estudio de esta cubeta reveló la presencia de bacterias fototróficas del azufre. No en vano las características de las aguas de Banyoles (mesotróficas y ricas en sulfatos) las hacen ideales para el desarrollo de estos microorganismos.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 85-94

En 1984 se puso, por primera vez, de manifiesto el caracter meromíctico de otra cubeta en el sector norte del lago (Banyoles IV), donde se detectaron asimismo poblaciones de bacterias fototróficas. El presente trabajo además de describir la dinámica de su meromixis, intenta analizar su influencia sobre la dinámica de la población de la bacteria fototrófica (Chlorobium phaeobacteoides).

Una característica que hace interesante esta cubeta es la constante variación en la localización de la quimioclina. En este estudio se tienen muy en cuenta estas variaciones y se demuestra el efecto que éstasv tienen sobre las características físico-químicas del agua y, por ende, sobre la dinámica del bacterioplancton. Finalmente, se compara el crecimiento de la población en el campo con el modelo de crecimiento experimental en el laboratorio, utilizando similares parámetros, todo ello a partir de los datos de concentración de pigmentos.

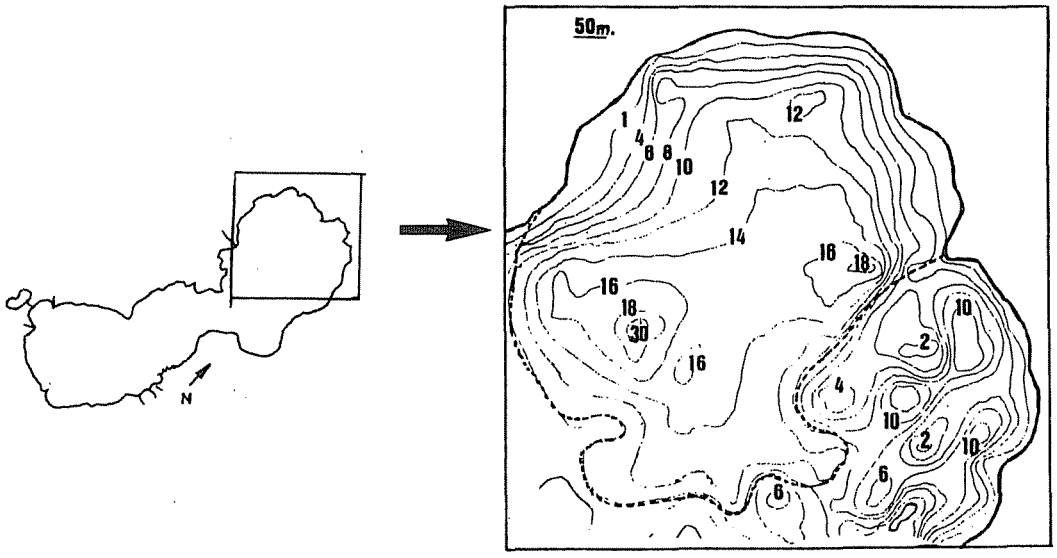


Fig. 1. Localización y batimetría de la cubeta IV. El área sombreada muestra la zona ocupada por el sedimento en suspensión. Situation and batimetry of Banyoles IV. Shaded area represents suspended sediment.

MATERIAL Y METODOS

Las muestras de agua se tomaron en el punto de máxima profundidad de la cubeta, (ver figura 1) mediante los métodos limnológicos convencionales.

La temperatura se midió con un termistor de campo Crison modelo T-637. La concentración de oxígeno disuelto se midió con un oxímetro YSI (Yellow Springs Instruments modelo 57). La conductividad del agua se determinó con un conductivímetro YSI modelo 33. La luz incidente fue medida con una célula fotoeléctrica de selenio Metrom y la energía lumínica fue estimada a partir del porcentaje de luz en cada profundidad respecto a la superficie y de los valores de radiación lumúnica facilitados por la estación meteorológica de Figueres situada en la misma latitud que Banyoles. El sulfhídrico se determinó fijando la muestra inmediatamente con

un volumen igual de tampón protector (SAOB) midiéndose después la concentración del ion $S(^{2-})$ con un electrodo selectivo Orion.

Los análisis de pigmentos se realizaron siguiendo el método descrito por Montesinos (TAKAHASHI & ISHIMURA, 1968; MONTESINOS, 1982).

RESULTADOS

1. Valores morfométricos.

Las tablas 1 y 2 recogen los valores morfométricos de la cubeta IV (HUTCHINSON 1957). El área del lago de Banyoles que pertenece a la cubeta IV está repretesentada en la figura 1. Considerando el volumen total del lago de Banyoles (unos 17 Hm^3) (PLANAS, 1978), la cubeta IV representa casi una quinta parte del total del volumen del lago mientras que el monimolimnion representa, por término medio 1/12 parte del volumen de la cubeta.

Tabla 1. Distribución de las áreas y volúmenes parciales de Banyoles IV. Distribution of partial areas and volumes.

z (m)	Az (m2)	Vz (m3)
0	326954	
		2767968
10	226638	
		393830
12	167191	
		146931
13	126670	
		111017
14	95364	
		71002
15	46642	
		36197
16	25753	
		18696
17	11639	
		7813
18	3988	
		2853
19	1719	
		1246
20	774	
Volumen total:		3.557.558

Tabla 2. Parámetros morfométricos según Hutchinson (1957) de la cubeta IV del lago de Banyoles (Banyoles IV). Hutchinson's morphometrical parameters

A	326.955 m^2
V	3.557.558 m3
z_m	18-20
l	782 m
b	477 m
z	10,9 m
L	2278 m
D_L	1,13
z_r	3,1
D_V	1,64
z_c	12-17 m
E	3,9°

2. Temperatura y conductividad.

Las figuras 2 y 3 muestran las variaciones de la temperatura y la conductividad respectivamente a lo largo de un periodo anual. En ellas se puede apreciar una situación (principios de marzo de 1986) en que la quimioclina se situa a 17,5 m, coincidiendo con una elevación del nivel del sedimento en suspensión y un monimolimnion con una superficie y volumen mínimos.

En la figura 2 puede apreciarse una dicotermia (YOSHIMURA, 1937) que se manifiesta desde el inicio de la primavera hasta finales del verano. Como consecuencia del rápido calentamiento de las aguas más superficiales, se forma una masa de agua más fria confinada entre las anteriores y las del monimolimnion más cálido. Esta dicotermia puede apreciarse en los perfiles estacionales de la figura 4 (b y c).

La alta conductividad que presentan las aguas del lago de Banyoles es debida esencialmente a la elevada concentración de sulfatos (> 1 $g.L^{-1}$) que poseen sus aguas que, subterráneamente, alimentan el lago de Banyoles. La conductividad está sujeta a cambios temporales debidos en gran parte a las variaciones en el flujo de entrada de agua subterránea y en la cantidad

de agua aportada por los tributarios superficiales que recogen el agua de lluvia caída en la cuenca de recepción del lago (DUTRAS et al. 1986).

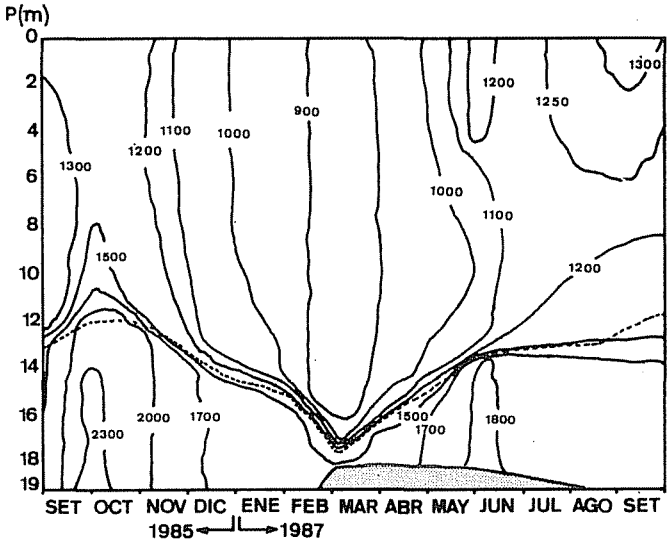


Fig. 2. Distribución espacio -temporal de la conductividad en la cubeta IV. Los valores se expresan en uS.cm^{-1}. La zona sombreada corresponde al sedimento en suspensión. La línea de puntos indica la profundidad de la quimio clina. Conductivity (μS.cm^{-1}) isopleths in Banyoles IV. Shaded area and dashed line represent respectively, sus pended sediment and depth where chemocline was found.

Así pues, los valores pueden oscilar de 800 a 1500 μS cm^{-1} en el mixolimnion y de 1500 a 2300 μS cm^{-1} en el monimolimnion. Además el gradiente químico (quimioclina) que separa el mixo- del monimolimnion sufre grandes variaciones de nivel a lo largo del tiempo respecto a su profundidad pasando de los 12 m en octubre a los 17 m en marzo con claras implicaciones en las poblaciones de bacterias fototróficas que allí se desarrollan.

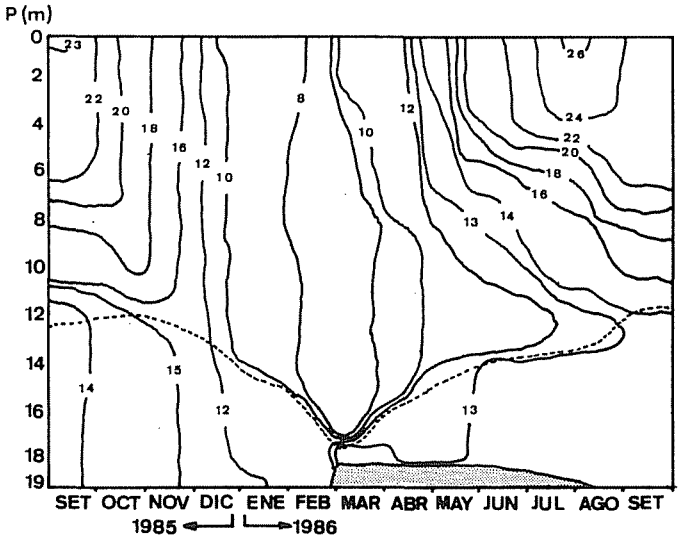


Fig. 3. Distribución espacio temporal de la temperatura (^{o}C) en la cubeta IV. La zona sombreada corresponde al sedimento en suspensión. La línea de puntos indica la profundidad de la quimio clina. Temperature (^{o}C) isopleths in Banyoles IV. Shaded area and dashed line represent suspended sediment and depth where chemocline was respectively found.

3. Oxígeno y sulfhídrico

La figura 5 muestra la distribución espacio-temporal de la concentración de oxígeno y sulfhídrico disuelto. Los valores máximos de oxígeno se localizan, durante la mezcla invernal, coincidiendo con el momento en que el nivel de la quimioclina es mínimo (10 mg.L^{-1} de oxígeno desde 0-17 m). El monimolimnion permanece anóxico durante todo el año. Los

valores del H_2S son especialmente bajos a lo largo de todo el ciclo anual (raramente sobrepasan 0,1 mM), si comparamos con los valores detectados en la cubeta III (Banyoles III), (ABELLA, 1980). A ello también contribuyen tanto las características morfométricas, como la naturaleza ferrosa de las aguas que alimentan esta cubeta.

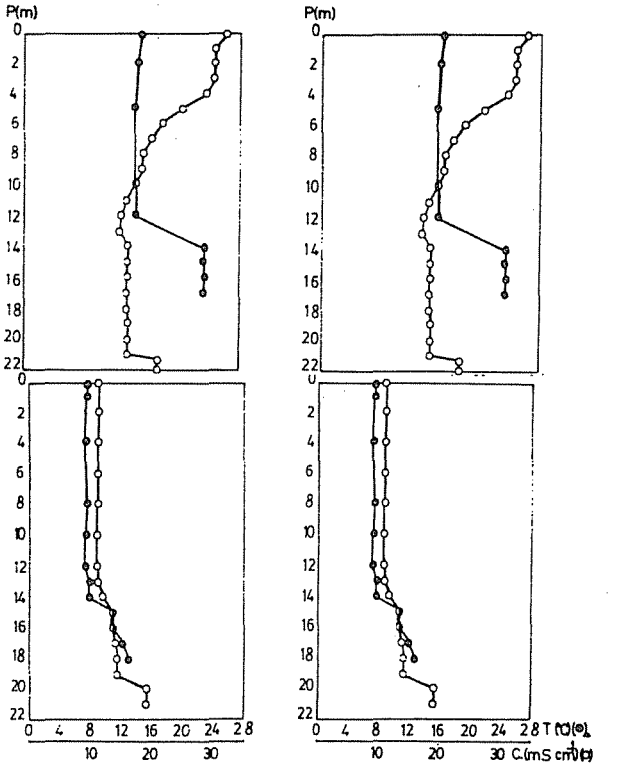


Fig. 4. Perfiles verticales de conductividad y temperatura en la cubeta IV. (a): 24 julio 1985; (b): 23 octubre 1985; (c): 22 enero 1986 y (d):6 mayo 1986. Vertical profiles for conductivity and temperature in Banyoles IV. (a): 24-07-1985; (b): 23-10-1985; (c): 22-01-1986 and (d):6- 05-1986.

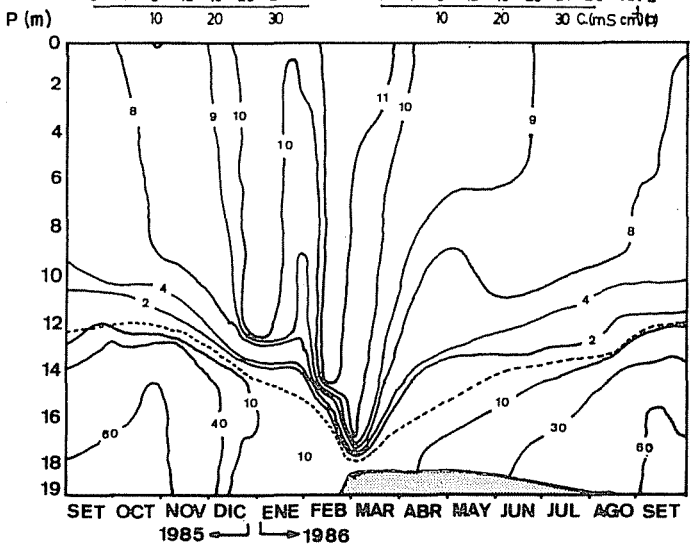


Fig. 5. Distribución espacio-temporal de las concentraciones de oxígeno ($mg.L^{-1}$) y de sulfhídrico (μM) en la cubeta IV. La línea de puntos representa la profundidad de la quimioclina. Oxigen ($mg.L^{-1}$) and sulfide (uM) isopleths in Banyoles IV. Dashed line represents chemocline depth.

4. Incidencia de la luz y energía lumínica

En la figura 6 se muestra la distribución espacio temporal de la radiación solar en Banyoles IV, medida en calorias-gramo $cm^{-2}.mes^{-1}$. A partir de la quimioclina la luz se extingue rápidamente en los 0,5 ó 1 m

siguientes, debido a la alta turbidez del agua producida por las poblaciones de bacterias fototróficas.

Puede apreciarse que la mínima radiación en superficie no coincide en el tiempo con la radiación mínima en la quimioclina (febrero y marzo respectivamente). Ello se explica por dos factores: por una parte la alta turbiedad del mixolimnion, como consecuencia de aportes pluviales con material arcilloso en suspensión y, por otra, la mayor profundidad (17,5 m) a que se halla la quimioclina en marzo.

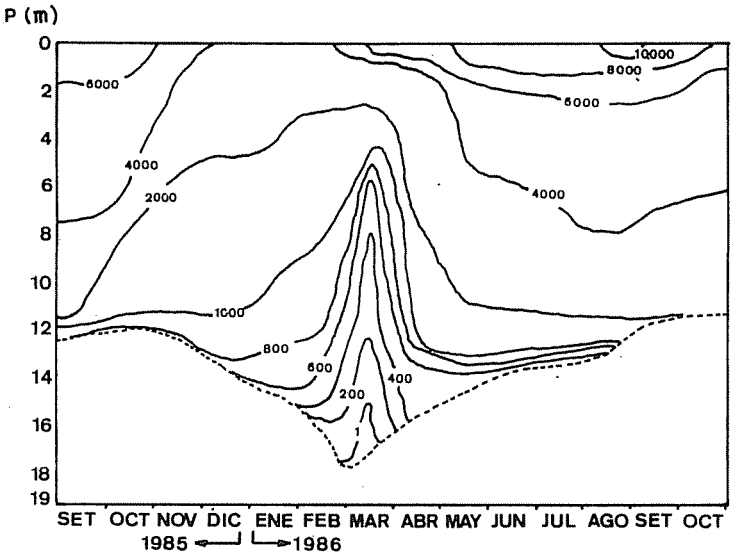


Fig. 6. Distribución espacio-temporal de la energía luminica (calorias- gramo $cm^{-2}.mes^{-1}$) en la cubeta IV justo hasta la superficie del monimolimnion. La linea de puntos indica la profundidad del monimolimnion. Light energy isopleths(cal-g . cm^{-2} . $month^{-1}$). Dashed line represents depth where chemocline was found.

5. Pigmentos y población bacteriana. Dinámica.

Generalmente, (figura 6) la luz que llega a la parte superior del monimolimnion es suficiente para que se desarrollen poblaciones de bacterias fototróficas del azufre. Los espectros de absorción realizados a partir de los extractos acetónicos (figura 7) muestran en todos los casos un pico para 648-650 nm correspondiente al máximo de absorción de la Bcl e propia de las bacterias fototróficas pertenecientes a la familia de las Chlorobiaceae, concretamente a especies que en cultivo puro, son de color marrón. La identificación al microscopio óptico y el aislamiento en cultivo puro condujeron a la determinación de Chlorobium phaeobacteroides como el componente mayoritario de las poblaciones de bacterias fototróficas. No obstante también se han detectado enriquecimientos de bacterias fototróficas púrpuras, pertenecientes a la especie Chromatium minus (de la familia de las Chromatiaceae) aunque, por su bajo número, su aportación a la biomasa bacteriana total es ínfima.

DISCUSION

1. Profundidad de la quimioclina y parámetros físicos

A partir de los datos expuestos en el apartado de resultados la primera cuestion que se plantea es acerca de la naturaleza oscilante de la meromixis en la Banyoles IV, entendiento por oscilación la variación que, a lo largo del tiempo, sufre la quimioclina en cuanto a la profundidad en que se encuentra. El nivel de oscilación de la quimioclina en los lagos depende de la profundidad de éstos. Así el lago Salsvatn, en Noruega tiene su quemoclina siempre situada en torno a los 410 m y practicamente no sufre variaciones en su nivel (BOYUM, 1973). En cambio, lagunas como la del Vilar, en Banyoles poseen gradientes químicos que pueden llegar a desaparecer durante algunas semanas ante condiciones invernales con frio intenso.

Banyoles IV se encuentra entre los dos ejemplos citados, es decir tiene la suficiente profundidad como para no perder la meromixis , pero no para evitar que la mezcla invernal y los vientos reduzcan al mínimo el monimolimnion. Se trata, pues de una contínua dinámica estacional de "pérdida" y recuperación del espesor del monimolimnion.

Banyoles IV mantiene su meromixis durante todo el ciclo anual, pero a diferencia de la otra cubeta meromíctica del lago de Banyoles (cubeta III) el gradiente químico va cambiando su posición a lo largo del ciclo anual.

2. Variacion en la profundidad de la quimioclina. efectos biologicos

La oscilacion estacional del nivel de la quemoclina, y por ende, el espesor del monimolimnion determinan en gran manera la dinamica de desarrollo de las poblaciones de bacterias fototroficas. la tabla 3 pone de manifiesto los fuertes cambios que estas oscilaciones producen en algunos de los factores que determinan el crecimiento de las poblaciones microbianas.

Puede apreciarse que la variación máxima de la profundidad de la quimioclina, es de 5 metros. ello determina que la cantidad de energia lumínica que recibe la capa más iluminada de la población bacteriana varia entre menos de una caloría-gramo $cm^{-2}.mes^{-1}$ hasta 2270 calorías-gramo $cm^{-2}.mes^{-1}$ (tabla 3). Por otra parte la superfície de producción (o "prado") se multiplica por 19. Conjuntamente estos factores tienen un efecto sinérgico sobre el desarrollo de estas poblaciones que se manifiesta en el incremento de la biomasa total.

La integración de la concentración de Bclor e para toda la columna, desde la parte superior del monimolimnion hasta el fondo, medida en mg de Bclor e por m^2, puede ser una buena estima de la población total integrada para todo el volumen que en aquel momento ocupa el monimolimnion.

La figura 7 muestra la variación de la cantidad total de Bclor e durante un ciclo anual. Esta se puede relacionar con la variación de nivel de la quimioclina. Es importante tener en cuenta que el volumen total del monimolimnion también sufre fuertes oscilaciones.

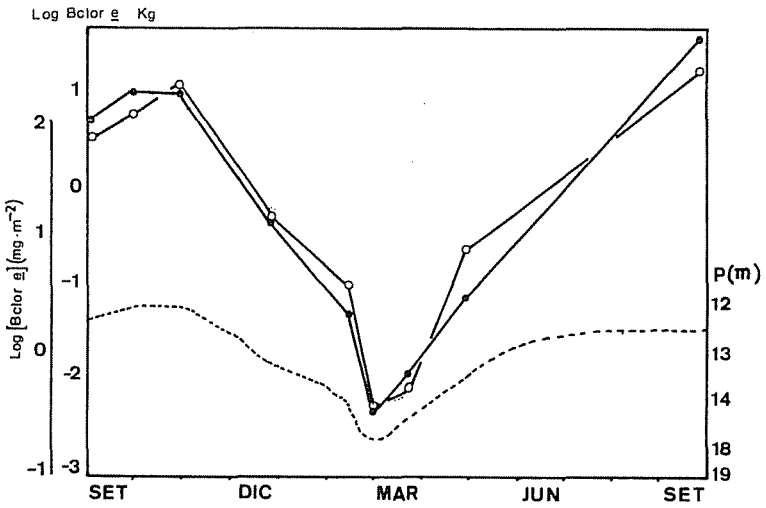


Fig. 7. Variación temporal del logaritmo del contenido total de pigmentos. (O): Integración para una columna de 1 m^2 ($mg.m^{-2}$); (●): Integración para todo el monimolimnion (Kg). Desde setiembre de 1985 hasta setiembre de 1986. Temporal variation of logarithm of total content of pigments. (O): Integration for a water column of 1 m^2 in the deepest point of Banyoles IV ($mg.m^{-2}$); (●): Integration for the whole of monimo limnion (Kg). (From sept.1985 to sept.1986).

La representación del logaritmo de la cantidad de Bclor e a lo largo del tiempo ofrece una visión más lineal del desarrollo de la población, dado que el crecimiento bacteriano sigue también en Banyoles IV una dinámica exponencial. En la figura 8 se aprecia como las variaciones en la concentración de pigmentos (mg por m^3 de Bclor e) son mucho más suaves que las variaciones que experimenta la cantidad total de pigmentos.

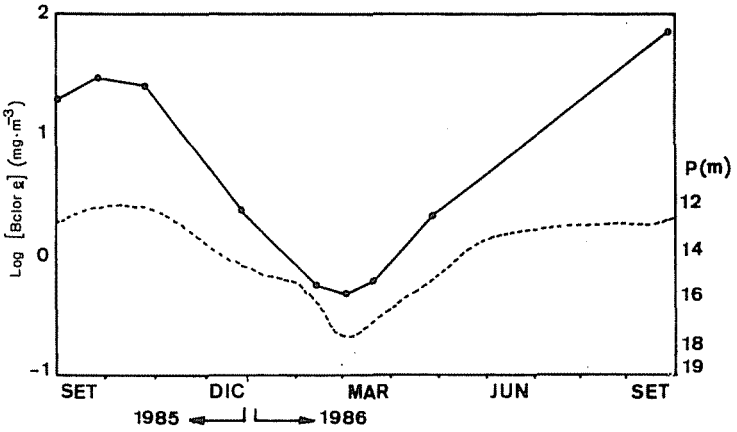


Fig. 8. Variación temporal del logaritmo de la concen tración de pigmentos en la cubeta IV ($mg.m^{-3}$). Desde setiembre de 1985 hasta setiembre 1986. Temporal variation of logarithm of pigment concetration in Banyoles IV ($mg.\ m^{-3}$). From September 1985 to September 1986.

Tabla 3 . Efecto del nivel de la quimioclina sobre algunos parámetros ecológicos en Banyoles IV.Efect of chemocline level on several ecological parameters in Banyoles IV.

	MAR 86	SET 86
Nivel quimiocl.	17,5 m	12,5 m
Energia lum.	< 1 cal-gramo cm^{-2} mes^{-1}	2270
Superf. de Prod.	7813 m^2	146931 m^2
Bclor e total	0,008 Kg	20,7 Kg
Bclor e	0,7 $mg.m^{-3}$	71,63 $mg.m^{-3}$

3. Desarrollo de las poblaciones fototróficas en la columna de agua de Banyoles IV.

El desarrollo de poblaciones naturales puede ser interpretado con los mismos parámetros que intervienen en los crecimientos experimentales de microorganismos en cultivos puros, es decir, velocidad de crecimiento, tiempo de generación, fase de latencia, fase exponencial, fase estacionaria y fase de muerte. Si nos atenemos a este modelo se pueden definir dos "tiempos de generación"; uno a partir de la variación de la concentración y otro a partir de la cantidad total de pigmentos, entendiendo como tiempo de generación el que tardan en duplicarse los valores respectivos. Los tiempos de duplicación obtenidos dan unos valores de 16,12 dias a partir de la evolución de la concentración total de pigmentos y de 31,5 dias a partir de la variación temporal de los valores de la concentración.

La concentración de pigmentos ($mg.m^{-3}$) tarda casi el doble de tiempo en duplicarse que la cantitad total de pigmentos integrada para todo el monimolimnion de Banyoles IV. En cambio, en la cubeta III existe una buena interrelación entre la cantidad de pigmentos total y la concentración (ABELLA, 1980) debido, entre otros factores, a que el volumen de monimolimnion (determinado por la profundidad a que se encuentra la quimioclina) permanece prácticamente constante a lo largo de todo el ciclo anual.

En Banyoles IV el hecho de que la quimioclina ascienda un metro en la columna de agua significa un aumento de la superficie iluminada del monimolimnion es decir, su superficie productiva (MONTESINOS & VAN GEMERDEN, 1987). A este hecho se le suma también un aumento de la cantidad de luz recibida, y consecuentemente en una mayor producción. El aumento de producción incide positivamente tanto sobre la concentración como sobre la cantidad total de pigmentos. No obstante, de los resultados se desprende que la cantidad total y la concentración de pigmentos no siguen la misma dinámica. Se ha de tener en cuenta el aumento de volumen que resulta de la oscilación de la quemoclina.

Este aumento de volumen va en detrimento de la concentración, explicando las diferencias entre los parámetros de crecimiento de la cantidad total y los de la concentración (figuras 7 y 8).

Los efectos de la oscilación de la quimioclina actuan de forma sinérgica sobre el crecimiento de las poblaciones naturales de bacterias fototróficas. Al diseñar modelos de crecimiento para estas poblaciones se tienen que conocer tanto los valores de concentración como los absolutos en todo el volumen ocupado por ellas.

BIBLIOGRAFIA

ABELLA, C.A. 1980. **Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas.** Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

BOYUM, A. 1973. Salsvatn, a lake with old sea water. **Revue Suisse d'Hidrobiol.** 35: 262-277.

DUTRAS, A., ABELLA, C.A. y BRUNET, R. 1986. Determinació del sistema de corrents a l'Estany de Banyoles en condicions de calma meteorológica estival. En: **Primeres Jornades sobre l'Estany de Banyoles. Ponències i Comunicacions.** Diputació de Girona.

GUERRERO, R., ABELLA, C.A. & MIRACLE, M.R. 1978. Spatial and temporal distribution of bacteria in a meromictic lake basin: relationships with physicochemical parameters and zooplankton. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 20 : 2264-2271.

HAMMER,U.T. & HAYNES, R.C. 1978. The saline lakes of Saskatchewan. II. locale, hidrography and other physical aspects. **Int. Revue ges. Hidrobiol.** 63: 179-203.

HUTCHINSON, G.E. 1957. **A treatise on limnology. I. Geography, physics and chemistry of lakes.** J. Wiley & Sons. New York.

JULIA, R. 1980. **La conca lacustre de Banyoles-Besalú.** Monografies del Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles.

MIRACLE, M.R. 1978. **Distribución en el espacio y en el tiempo de las especies de zooplancton del lago de Banyoles.** Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

MONTESINOS, E. 1982. **Ecofisiología de la fotosíntesis bacteriana.** Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

MONTESINOS,E. & VAN GEMERDEN, H.V. 1987. Distribution and metabolism of planktonic phototrophic bacteria. **Proceedings of the 4 th International Symposium on Microbial Ecology.** Ljubljana (Yugoslavia). En prensa.

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

TAKAHASHI, M. & ICHIMURA, S. 1968. Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in japanese lakes. **Limnol. Oceanogr.** 13: 644-655.

YOSHIMURA, S. 1937. Abnormal thermal stratifications on inland seas . **Proc. Imp. Acad. Japan.** 13 : 316-319.

FUNCION DESTOXIFICADORA DE SULFHIDRICO DE LA COMUNIDAD FOTOTROFICA METALINETICA DE LA LAGUNA DEL VILAR (BANYOLES)

David BRUGADA [a] y Emilio MONTESINOS [b]

(a) Laboratori de Limnologia de Banyoles - Museu Darder, Plaça dels Estudis 2, Banyoles 17820 (Girona).
(b) Departament d'Agricultura de l'Escola Universitària Politècnica de Girona-UPC (Girona)

Palabras clave: destoxificación, oxidación, meromixis

SUMMARY

ROLE OF PHOTOTROPHIC MICROORGANISMS AS DETOXIFIERS OF SULFIDE IN LAKE VILAR (BANYOLES, SPAIN).

Key words: detoxification, oxidation, meromixis

The species composition and the activity of sulfide oxidation of the metalimnetic phototrophic community in Lake Vilar have been studied during summer stratification. The layer of phototrophic microorganisms acts as a biological barrier against the difussion of the sulfide produced in the monimolimnion.

The community was mainly composed by Cryptomonas and purple phototrophic sulfur bacteria (Chromatium). The global rate of sulfide oxidation accounted for 974 mmol H_2S/day. The activity of Cryptomonas (photosynthetic oxygen production) was shown to be the most important process involved in the oxidation of sulfide 57 % of the total (526 mol H_2S/day). The anaerobic photosynthesis performed by Chromatium accounted for the 47 % (381 mol H_2S/day). The remaining 4 % was pressumably due to the activity of chemolitotrophic bacteria. On the other hand, indirect estimates of sulfide production indicates that sulfide was mainly produced in the monimolimnion and only a small amount was generated at the anaerobic sediment.

INTRODUCCION

La laguna del Vilar (Banyoles) es de carácter meromíctico y presenta un monimolímnion que raramente se mezcla con el resto de la laguna. Este aislamiento provoca la anaerobiosis del mismo y la presencia en él de sulfhídrico. El sulfhídrico se debe a la actividad de bacterias heterotróficas reductoras de sulfato y, su producción, se halla más limitada por la disponibilidad de ácidos orgánicos de cadena sencilla que por la concentración de sulfatos. Desde 1971 se ha venido observando un acusado déficit de oxígeno y un aumento de la zona anaeróbica, especialmente durante la estratificación estival del mixolímnion (Abellà 1980, Guerrero et al., 1980). Estas condiciones suponen un grave perjuicio para la vida aeróbica que se desarrolla en las capas más superficiales. Por otra parte, es frecuente observar el desarrollo de comunidades fototróficas en la quimioclina e integradas, mayoritariamente, por bacterias fototróficas del azufre y criptofíceas (Garcia de Emiliani 1973, Montesinos et al., 1983). A partir del año 1984, y a finales de verano, se viene observando la formación de una fina película de azufre, de color blanquecino, que recubre la casi totalidad de la superficie de la laguna.

El objetivo de este trabajo ha sido el de cuantificar la actividad de oxidación, tanto biológica como química, en la interfase entre la zona aeróbica y anaeróbica, donde se desarrolla la comunidad fototrófica. Asímismo, se pretende evaluar la posible función de dicha comunidad como barrera a la difusión de sulfhídrico producido en el monilímnion y sedimento anaeróbico.

MATERIAL Y METODOS

Las muestras se tomaban durante el mediodía solar después de determinar la situación de la comunidad fototrófica con un turbidímetro. Para el muestreo se utilizaba una bomba (Wilccox CF modificada) alimentada por un acumulador de 12 volt y conectada, por un tubo de polivinil, a un muestreador de doble cono que minimizaba la alteración de los gradientes verticales y permitía una toma de muestras muy precisa.

La conductividad y temperatura del agua se obtenian mediante un conductivímetro YSI 33-STS (Yellow Springs Intruments). La penetración de la luz se determinaba con un medidor de irradiancia cuántica (Crump Radiometer 570). El oxígeno se valoraba por medio de un medidor de oxígeno (Yellow Springs Instruments) y por el método titrimétrico de Winkler modificado (Ingvorsen & Jorgensen, 1979).

El sulfhídrico se determinaba como ión sulfuro según se describe en Van Gemerden et al., (1985). La concentración de polisulfuros se obtenia tal y como exponen Jorgensen et al. (1979). El azufre se valoraba por cianolisis alcalina (Bartlett & Skoog, 1954) y el tiosulfato según Steinmetz & Fischer (1982). La concentración de sulfato se determinaba según Tabatabai (1974).

El recuento directo de microorganismos se realizaba sobre filtros Nuclepore de 0,2 µm de poro según Zimmermann & Meyer-Reil (1974) usando un microscopio Olympus BH a 1250x. Se realizaba un análisis estadístico de 30 campos escogidos al azar. La biomasa se calculó a partir de la concentración y del volumen de los diferentes tipos morfológicos de los microorganismos (Sorokin & Kadota, 1972) asumiendo un peso específico medio de 1,10 g/cm^3 para Chromatium (Guerrero, Mas & Pedrós-Alió, 1984) y de 1,07 g/cm^3 para Chlorobium (Doestch & Cook, 1973). El cálculo del volumen de Cryptomonas se realizó como la suma de una semiesfera y de un cono (Gasol, 1985).

El análisis cuantitativo de los pigmentos fotosintéticos se llevó a cabo filtrando un volumen de muestra y realizando un extracto en acetona al 90 % . Las concentraciones se calcularon a partir de espectro de absorción correspondiente (Montesinos, 1982).

El análisis de la actividad de oxidación de sulfhídrico en el campo se llevó a cabo tal y como lo describe Montesinos (1982). Se incubaron tres tipos de botellas: una transparente (actividad fotosintética), otra transparente conteniendo formaldehido al 4 % en concentración final (control muerto) y otra opaca (actividad no fotosintética). Conocidas las concentraciones iniciales y finales para cada profundidad y tratamiento se determinaba la actividad fotosintética, la biológica no fotosintética y la química en µmol/L/h.

RESULTADOS Y DISCUSION

La Figura 1 muestra los perfiles de la columna de agua correspondientes a los muestreos realizados en los meses de Abril y Agosto de 1985. Observese que en primavera no se distinguía todavía la formación de una

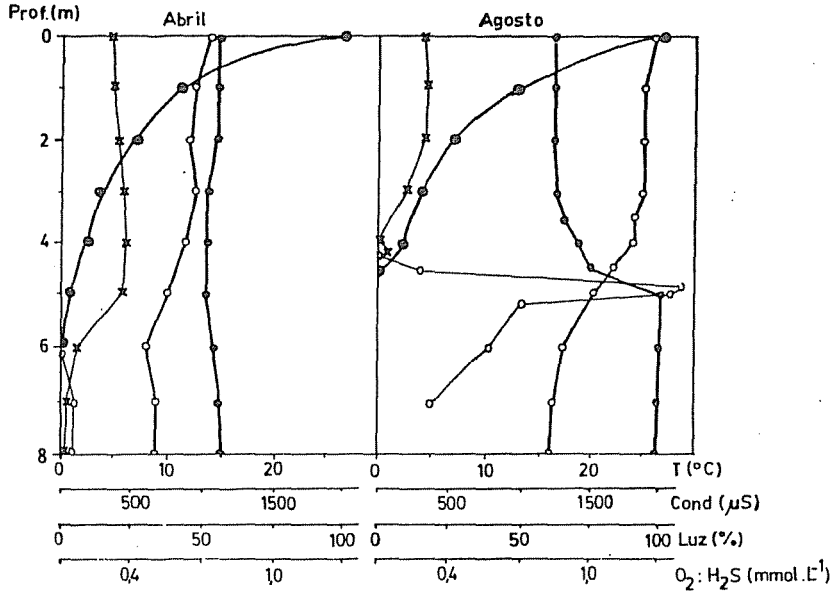


Fig. 1.- Distribución de la conductividad (●——●), temperatura (○——○), porcentaje de luz respecto a la incidente en superfície (◎——◎), concentración de O_2 (×——×) y de H_2S (○——○), en la laguna del Vilar durante los meses de Abril y Agosto de 1985./ Vertical distribution of the conductivity (●——●), temperature (○——○), percentage of light incident at surface (◎——◎), O_2 (×——×) and H_2S (○——○) concentration in Lake Vilar on April an August, 1985.

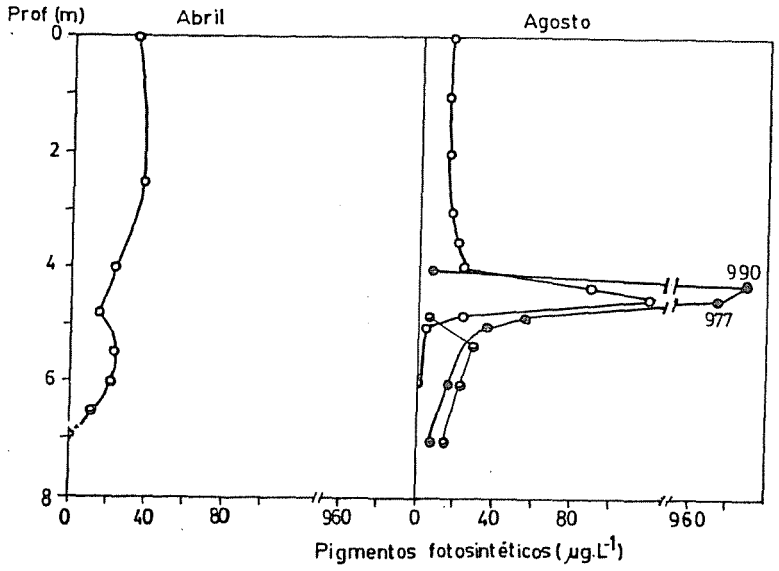


Fig. 3.- Evolución de la concentración de sulfhídrico máxima (○——○) e integrada para la columna de agua (●——●) en la laguna del Vilar./ Changes in the maximal (○——○) and integrated (●——●) sulfide concentration in Lake Vilar.

quimioclina pese a que era patente la estratificación térmica, con un termoclina situada a los 3-5 m de profundidad y con un gradiente de temperatura de 1,25 °C/m. En verano, lógicamente, la termoclina se mostró mucho más pronunciada (3,5 °C/m) y ubicada a los 4-5 m. El valor de la conductividad también aumentó, pero siempre dentro de los niveles que muestran el lago y lagunas de la zona (Abellà 1980, Guerrero et al. 1980), con la quimioclina (5 µS/m) situada a los 3,5-5 m de profundidad.

La concentración se sulfhídrico en el agua dependerá tanto de la producción del mismo, a nivel de sedimento anaeróbico y monimolímnion, como de su consumo, por oxidación biológica y química, además de su difusión. En primavera la concentración de este compuesto se mostró baja (0,02 mmol/L), aumentando progresivamente tanto en extensión por éste ocupada como en concentración. En Agosto el máximo fue de 1,3 mmol/L y se localizó a los 4,75 m disminuyendo con la profundidad, hacia las capas más próximas al sedimento.

El oxígeno estuvo presente en el epilímnion de la laguna durante el período estudiado, con máximos de 0,2-0,3 mmol/L a los 4-5 m, en Abril, y a los 1-2 m en Agosto. En primavera se observó la coexistencia del oxígeno (0,05-0,1 mmol/L) y del sulfhídrico (0,02 mmol/L) a profundidades hipolimnéticas. En verano, con la anaerobiosis total del hipolímnion, dicha coexistencia quedó restringida sólo a nivel de termoclina, característica que debe relacionarse con el desarrollo de poblaciones de algas (Cryptomonas), productoras de oxígeno.

En presencia de gradientes físico-químicos las poblaciones fototróficas se distribuyen formando láminas. Dicha característica queda reflejada en el perfil de pigmentos fotosintéticos (Fig. 2) de la laguna del Vilar durante el mes de Agosto. Entre las profundidades de 4 y 5 m se desarrolló una potente lámina de bacterias rojas del azufre como lo demuestran los máximos de Bcl-a (970-990 µg/L) detectados en estas cotas. Por debajo de este máximo se localizó otro, de inferior magnitud (30 µg/L), correspondiente a Bcl-c (Chlorobium sp). Por otra parte, cabe destacar la presencia de un máximo de Cl-a (75-120 µg/L) justo encima del correspondiente a Chromatium, en la interfase oxígeno-sulfhídrico y debido a la población de Cryptomonas allí establecida.

En esta época y con esta situación se determinó la actividad de oxidación de dicha lámina fototrófica. Se evaluó de la oxidación biológica (fotosintética y en la oscuridad) y química (por reacción con el oxígeno disuelto) como barrera a la difusión del sulfhídrico producido en la zona anaeróbica. La Tabla 1 resume la distribución vertical de la biomasa de cada una de las profundidades en las que se procedió. Los microorganismos dominantes en la comunidad eran Cryptomonas y Chromatium, en justa correspondencia con la distribución de pigmentos anteriormente comentada. Mientras el 45 % de la biomasa de Cryptomonas estaba situada a los 4,25 m de profundidad, en contacto con el oxígeno y con una baja concentración de sulfhídrico (<0,01 m mol/L), Chromatium alcanzó el máximo en biomasa (45,8 %) justamente debajo, donde la concentración de sulfhídrico oscilaba entre 0,3 y 1,3 mmol/L.

La actividad de oxidación (o de producción) de sulfhídrico obtenida queda reflejada en la Tabla 2. Al cabo de 2 horas de incubación se obtuvo una oxidación neta de este compuesto en todas las profundidades, con la excepción de a 5 m, y siendo máxima a los 4,25 m. No obstante, si se analiza la actividad relativa a cada proceso, se observa que éstos manifestaron una dinámica diferente. Mientras que en todas las profundidades analizadas se obtuvo actividad de oxidación ligada a la luz, la relacionada con el oxigeno sólo se mostró efectiva hasta los 4,75 m. Por otra parte, en la oscuri

Tabla 1.- Distribución vertical de la biomasa de la comunidad fototrófica en la alguna del Vilar./ Vertical distribution of the phototrophic community in Lake Vilar.

Prof. (m)	Biomasa (g peso fresco/L)			
	Crypt. (%)	Chro. (%)	Chlo. (%)	Total
4,0	121,3 (99,18)	1,03 (0,22)	-	122,33
4,25	315,7 (82)	65,8 (17)	4,8 (1)	286,2
4,35	84,2 (32)	136,2 (61)	4,5 (2)	224,9
4,5	154,5 (61)	89,2 (35)	9,3 (4)	253
4,75	-	7,8 (44)	10,1 (56)	17,9

(-) no detectable/ not detected

Tabla 2.- Actividad de oxidación o de producción de sulfhídrico en la comunidad microbiana de la laguna del Vilar./ Sulfide oxidation or production activities in the microbial community in Lake Vilar.

Prof. (m)	Concentración inicial de H_2S (mmol/L)	Actividad fototrófica (µmol/L/h)	Actividad no fototrófica (µmol/L/h)	Actividad química (µmol/L/h)	Actividad neta (µmol/L/h)
4,25	0,843[a]	-49	-15	-76	-140
4,35	0,330	-21	+7	-105	-119
4,50	1,29	-70	+8	-44	-107
4,75	1,27	-40	+55	-48	-23
5,0	0,807	-12	+12	0	0

(-) oxidación, (+) producción. (a) Complementado con 1 mL de Na_2S 90 mmol/L. La concentración inicial era de 0,123 mmol/L./ (-) oxidation, (+) production. (a) Amended with 1 mL of Na_2S 90 mmol/L. The inicial concentration was 0,123 mmol/L.

Tabla 3.- Producción y/o consumo de oxigeno en la quimioclina de la laguna del Vilar./ Production and/or consumption of oxygen in the chemocline of Lake Vilar.

Prof (m)	H_2S (µmol/L)	Cl-a (µg/L)	Bcl-a (µg/L)	Bcl-c (µg/L)	Luz (µEinst/m^2/s)	O_2 (µmol/L)		Actividad neta (µmol/L/h)
						inicial	final	
4,5	6	7,8	1,1	0	26,1	138	292	+77
5,0	767	44,8	59,8	0	11	123	200	+39
5,25	1800	25,5	58,2	4,4	6,3	70	0	-35

(-) consumo, (+) producción./ (-) consumption, (+) production

Tabla 4.- Cinética de oxidación de sulfhídrico y compuestos intermediarios producidos en una muestra de la comunidad microbiana de la laguna del Vilar. La incubación se realizó en el laboratorio a 28 °C y a 60 uEinst/m^2/s./ Kinetic of sulfide oxidation and intermediary compounds produced in a sample of the microbial community of Lake Vilar. Incubation was done in the laboratory, al 28 °C and 60 uEinst/m^2/s of light intensity

Tiempo (h)	Concentración (mmol/L)				
	S^{2-}	S^{o}	poli S^{2-}	$S_2O_3^{2-}$	SO_4^{2-}
0	0,46	0,09	0,014	0	9,7
2	0,45	0,26	0,03	0	9,3
7	0,35	0,28	0,03	0,04	9,9
9	0,15	0,30	0,06	0,07	10,2

dad se obtuvo una producción neta de sulfhídrico sólo en las capas más profundas.

La máxima actividad de oxidación química se localizó a los 10 cm más próximos al epilímnion (105 µmol H_2S/L/h a 4,35 m), mientras que la actividad de oxidación fotosintética presentó dos máximos: uno más superficial, a los 4,25 m (49 umol H_2S/L/h) y otro, a 4,5 m de 70 umol H_2S/L/h. Por otra parte, en el tratamiento opaco se registró un máximo en producción de sulfhídrico de 55 µmol/L/h a la profundidad de 4,75 m.

Si se atiende a la distribución cuantitativa y cualitativa de la comunidad puede establecerse un paralelismo con la actividad registrada en la misma. Desde este punto de vista, la comunidad fototrófica puede dividirse en tres partes o zonas fundamentales.

La primera de ellas, o la zona superior, se localizaba a los 4,25 m, en estrecho contacto con el epilímnion y donde se hallaba la máxima biomasa de Cryptomonas. En esta zona la actividad de oxidación predominante era de carácter químico, por reacción con el oxígeno que difundiría del epilímnion, por microturbulencias, y también producido por la fotosíntesis de Cryptomonas. Ni la intensidad de luz (23 µEinst/m^2/s), ni la concentración de oxígeno (0,09 mmol/L) y de sulfhídrico (0,01 mmol/L) de esta zona, suponen una limitación a la actividad de Cryptomonas (Gasol, 1985).

La actividad de la zona intermedia (entre 4,35 y 4,5 m) debe atribuirse a la oxidación anaeróbica de Chromatium. Pese a que Cryptomonas coexistiese con Chromatium en esta zona, debe tenerse en cuenta que la actividad fotosintética del primero se encontraría muy reducida. En condiciones de laboratorio, Cryptomonas ve mermada la incorporación de carbono en un 93 % de su actividad máxima, cuando la concentración de sulfhídrico es de 0,6 mmol/L (Gasol 1985). Por lo cual es plausible atribuir a Chromatium la actividad de oxidación registrada en esta zona.

Respecto a la zona inferior de la capa (de 4,75 a 5,0 m), la actividad de oxidación fototrófica registrada fue mucho menor, probablemente debido a la limitación que supone la baja intensidad de luz incidente, siendo inferior a 0,3 µEinst/m2/s a los 4,75 m.

Globalmente, la actividad de oxidación de H_2S de la comunidad fototrófica correspondió a 68 mmol H_2S/m^2/h, de los cuales, y en principio, el 53,67 % fue debido a la reacción química con el oxígeno, el 44,12 % por actividad de oxidación biológica fotosintética, mientras que sólo el 2,33 % se debió a actividades biológicas independientes de la luz.

Las incubaciones de las muestras tratadas con formaldehido permitieron obtener la oxidación no biológica de sulfhídrico (oxígeno disuelto). Dado que una gran parte del oxígeno responsable de esta oxidación se debió a la actividad fotosintética de Cryptomonas previa al tratamiento, parte de la actividad de oxidación contabilizada como química, sería indirectamente fotosintética. En la Tabla 3 se exponen los resultados obtenidos después de 2 horas de incubación "in situ" de muestras de la capa de Cryptomonas de la laguna del Vilar. Observese que la distribución de pigmentos fotosintéticos mostró una estratificación con la profundidad, pudiendose distinguir una clara dominancia de este microorganismo en la zona superior. Se obtuvo una producción neta de oxígeno a los 4,5 m y 5,0 m, mientras que por debajo predominó el consumo. Estos resultados implican una producción de hasta 29 mmol O_2/L/h, por lo cual, la mayor parte de la actividad de oxidación química debe ser considerada como fotosintética.

De lo expuesto hasta aquí puede deducirse que la oxidación de sulfhídrico en la laguna del Vilar durante el período estudiado (mediodía) se debió, mayoritariamente, a la actividad fotosintética de la comunidad fototrófica. Ahora bien, la actividad de oxidación de sulfhídrico de una floración bacteriana, según demuestran Van Gemerden et al. (1985), es mínima por la mañana temprano y al atardecer, siendo máxima al mediodía. Teniendo en cuenta esta consideración, la actividad real de oxidación fotosintética diaria seria de 403 mmol H_2S/m^2/dia que junto con la oxidación biológica no fotosintética (de 18 mmol H_2S/m^2/dia) supondrá un total de 421 mmol H_2S/m^2/dia.

La acumulación de H_2S en la columna de agua es el resultado del balance entre la producción y consumo de dicho compuesto a lo largo del tiempo. La tasa de acumulación de H_2S en la laguna del Vilar es estimó a partir de la integración de las concentraciones obtenidas a lo largo del perfil vertical durante el período estudiado (Fig. 4). Desde Abril a Setiembre, se produjo una acumulación neta de H_2S de 2 moles/m^2, lo cual suposo una tasa promedio diaria de 12 mmol H_2S/m^2. Si se considera la superfície total de la capa ananeróbica de la laguna del Vilar (2250 m^2), la tasa acumulación total fue de 27 moles H_2S/dia. Aplicando el mismo criterio para la oxidación, atendiendo a la superfície que ocupaba la comunidad fototrófica, la tasa de oxidación total fue de 947 moles H_2S/dia. A partir de estos valores se deduce que la producción diaria de H_2S de laguna del Vilar supuso una aportación de 974 moles H_2S/dia.

Sin embargo, las incubaciones en la oscuridad mostraron una actividad de producción evaluada en 18 mmol H_2S/m^2/h. Teniendo en cuenta el área dónde se localizaba la producción y que ésta es independiente de la luz, por tanto, activa durante las 24 horas del dia, la aportación de sulfhídrico producido en el monimolímnion se cifraría en 940 moles/dia. Se deduce, en consecuencia, que la aportación del sedimento anaeróbico será tan sólo de 34 moles H_2S/dia. La superfície del sedimento potencialmente productor de sulfhídrico se estima en 2050 m^2 (datos no expuestos), lo que supone una actividad productora por unidad de superfície de sedimento anaeróbico cifrada en menos de 0,1 mmol/m^2/h, unas 180 veces menor que el valor correspondiente a la columna de agua.

Aquí la producción de sulfhídrico en la columna de agua se obtuvo a partir de la actividad que en este sentido mostraron las incubaciones en la oscuridad (vease Tabla 2). Se incluyen, por tanto, la actividad que desarrolla Desulfovibrio, por reducción de sulfato, y la de Desulfuromonas, con la reducción del azufre elemental (Pfennig & Biebl 1976, Biebl & Pfennig 1978). Chromatium en condiciones ananeróbicas y sin luz también puede producir H_2S. El azufre acumulado durante el período de fotosíntesis activa es utilizado, en la oscuridad, como aceptor final de electrones y reducido a sulfhídrico con la oxidación del glucógeno a poli-B-hidroxibutirato, con lo que se obtiene la energía suficiente para el mantenimiento de la viabilidad celular en dichas condiciones (Van Gemerden 1968). La contribución de cada uno de estos procesos en la producción de sulfhídrico en el agua se mantiene en la incógnita, siendo necesarias posteriores investigaciones para establecerla.

Cabe señalar que en el año 1979 (Abellà, 1980), con el uso de $^{35}SO_4^{2-}$, se obtuvo una producción de sulfhídrico en el agua equivalente a la reducción de 231 mmol SO_4^{2-}/m^2/dia, mientras que durante 1985, con diferente metodología y por cálculos indirectos, se estimo una producción de 432 mmol H_2S/m^2/dia.

Con los datos obtenidos se ha realizado un diagrama de flujos para

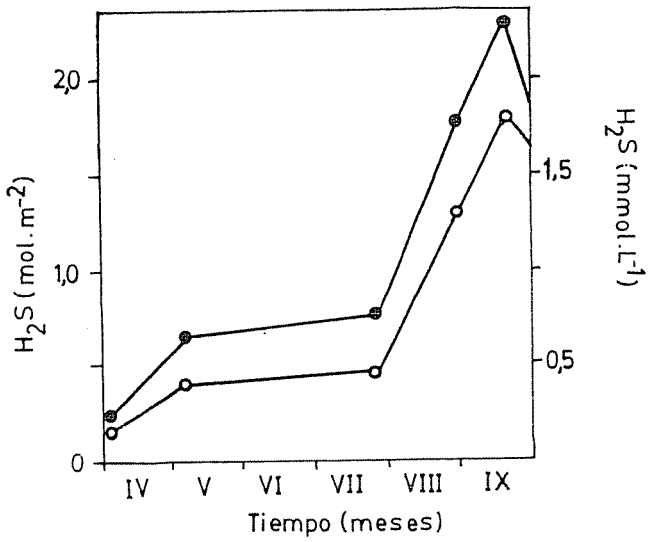


Fig. 2.- Distribución vertical de la concentración de Cl-a (O——O) , Bcl- a (●——●) y Bcl-c (●——●) en la laguna del Vilar durante los meses de Abril y Agosto de 1985./ Vertical distribution of Chl-a (O——O), Bchl-a (●——●) and Bchl-c (●——●) in Lake Vilar on April and August, 1985

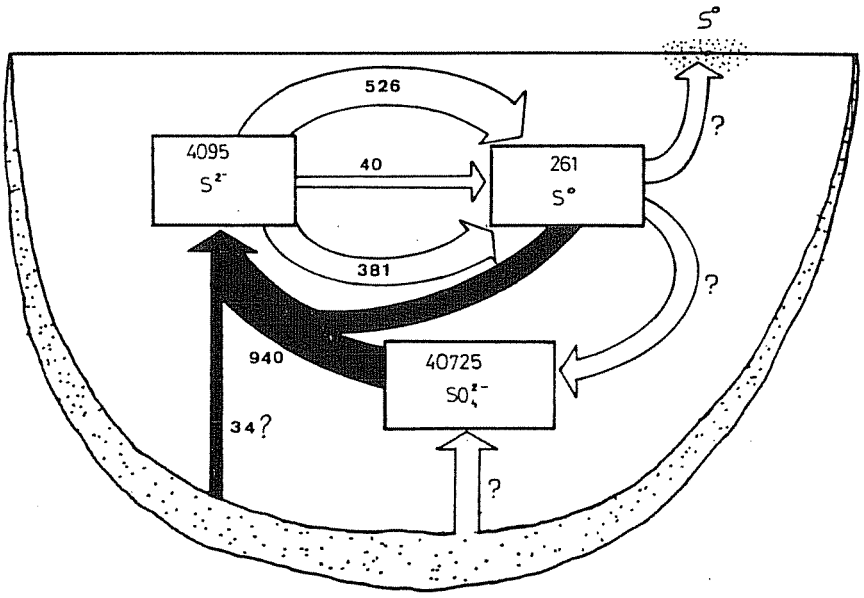


Fig. 4.- Diagrama del ciclo del azufre en la laguna del Vilar durante el verano de 1985. Se indican las concentraciones de los principales compuestos del azufre (moles) y sus diversas transformaciones (moles/dia)./ Diagram. of the sulfur cycle in Lake Vilar during summer, 1985. The concentration of the diferents sulfur compounds (mol) and their transformations (mol/ day) are also shown.

la laguna del Vilar durante el verano de 1985 (Fig. 4). La alta concentración de sulfato (globalmente de 4075 moles) responde a la alimentación subterránea de dicha laguna con agua rica en este compuesto. Su reducción, a nivel de sedimento anaeróbico, supuso una aportación global diaria de 34 moles de H_2S al pool de sulfhídrico existente en el hipolímnion (4095 moles).

La comunidad fototrófica existente fue la responsable del consumo de este sulfhídrico siendo oxidado principalmente a azufre y sulfato (Tabla 4). La actividad de Cryptomonas fue la más importante, cuantitativamente correspondió al 57 % de la actividad oxidativa global. La oxidación anaeróbica de Chromatium representó el 41 % de la misma. El resto (4 %) se debió a la actividad de oxidación no fotosintética. El producto final de esta actividad fue el azufre, cuya reserva en el agua se cuantificó en 261 moles. También se detectaron otros compuestos oxidados como tiosulfato y polisulfuros, pero sólo representaron, en conjunto, el 3 % del total.

El hecho de que la reserva de azufre fuera muy inferior a la esperada en correspondencia con el sulfhídrico oxidado, se debió probablemente a que parte del S^0 apareció en superfície en forma de una fina película de color blanco, o fuese oxidado simultaneamente a sulfato. La oxidación de sulfhídrico por Chromatium supone una acumulación intracelular del azufre producido que es oxidado, simultaneamente, a sulfato. Por otra parte, la perdida de viabilidad de las celulas supone una sedimentación de parte del azufre acumulado. Por tanto, por una u otra causa, la carga de azufre del agua puede disminuir.

Finalmente, la actividad de producción de sulfhídrico en el agua, sea por reducción de sulfato o de azufre, supone la aportación mayoritaria de este compuesto.

Estudios anteriores (Ylla 1981) relativos a la actividad de reducción de sulfato en el sedimento de la misma laguna y realizados en el 1979, indicaban una aportación diaria de 750 mmol H_2S/m^2, valor muy superior al correspondiente al año 1985. Aunque la metodología usada aquí es diferente, la producción global de sulfhídrico en el 1985 es menor (974 moles/dia) a la correspondiente al 1979 (1720 moles/dia). Esta diferencia explica perfectamente por qué durante el período 1978-79 la concentración promedio de sulfhídrico fue de 3 a 10 mmol/L mientras que en verano del 1985 sólo oscilaba entre 0,2 y 2 mmol/L. Básicamente la razón de esta disminución es atribuible a la restricción, en el tiempo, de la anaerobiosis del hipolímnion por la disrupción temporal de la meromixis y al cambio de la composición de la comunidad fototrófica. Mientras en el 1978-79 ésta estaba formada, mayoritariamente, por Chlorobium (Abellà, 1980), en el verano de 1985 Cryptomonas y Chromatium fueron los microorganismos fototróficos dominantes.

BIBLIOGRAFIA

ABELLÀ, C. 1980. Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas. **Tesis Doctoral.** Universidad Autónoma de Barcelona.

BARTLETT, J. K. & D. A. SKOOG. 1954. Colorimetric determination of elemental sulfur in hydrocarbons. **Anal. Chem.**, 26:1003-1011

BIEBL, M. & N. PFENNIG. 1978. Growth yields of green sulfur bacteria in mixed culures with sulfur and sulfate reducing bacteria. **Arch. Microbiol.**, 117:9-16

DOESTCH, R. N. & T. M. COOK. 1973. **Introduction to bacteria and their ecology**. Medical and Technical Pub. Co., Lancaster (University Park Press, Baltimore)

GASOL, J. M. 1985. La comunitat microbiana de l'estanyol d'en Cisó. Autoecologia d'una floració metalimnètica de Cryptomonas sp. **Tesina de Licenciatura**. Universidad Autónoma de Barcelona.

GARCIA DE EMILIANI, M. O. 1973. Fitoplancton de la laguna del Vilà (Gerona, España). **Oecol. Aquatica**, 1:107-155

GUERRERO, R., E. MONTESINOS, I. ESTEVE & C. ABELLÀ.1980. Physiological adaptation and growth of purple and green sulfur bacteria in a meromictic lake (Vilà) as compared to holomictic lake (Sisó). En Bokuli M., H. Metz & D. Jewson (eds.). Shallow lakes, contribution to their limnology. **Develop. in Microbiol.**, 3:161-171

GUERRERO, R., J. MAS & C. PEDRÓ-ALIÓ. 1984. Buoyant density changes due to intracellular content of sulfur in Chromatium warmingi and Chromatium minus. **Arch. Microbiol.**, 137:350-356

INGVORSEN, K. & B. B. JORGENSEN. 1979. Combined measurament of oxygen and sulfide in water samples. **Limnol. Oceanog.**, 24:390-393

MONTESINOS, E. 1982. Ecofisiologia de bacterias fototróficas. **Tesis Doctoral**. Universidad Autónoma de Barcelona.

MONTESINOS, E., R. GUERRERO & C. ABELLÀ. 1983. Ecology and physiology of the competition for light between Chlorobium limicola and Chlorobium phaeobacteroides in natural habitats. **Appl. Environ. Microbiology**, 5:1007-1016

PFENNIG, N. & M. BIEBL. 1976. Desulfuromonas acetoxidans ge. nov. and sp. nov. a new anaerobic, sulfur-reducing, acetat-oxiding bacterium. **Arch. Microbiol.**, 110:3-12

STEINMETZ, N. A. & U. FISCHER. 1982. Cytochromes of the green sulfur bacterium Chlorobium vibrioforme f. thiosulfatophilum: purification, characterization and sulfur metabolism. **Arch. Microbiol.**, 131:19-26

TABATABAI, M. A. 1974. A rapid method for determination sulfate in water samples. **Environ. Lett.**, 7:227-243

VAN GEMERDEN, H. 1968. On the ATP generation of Chromatium in darkness. **Arch. Microbiol.**, 61:118-121

VAN GEMERDEN, H., E. MONTESINOS, J. MAS & R. GUERRERO. 1985. Diel cycle of metabolism of phototrophic purple sulfur bacteria in lake Cisó (Spain). **Limnol. Oceanog.**, 30:932-943

YLLA, J. 1981. Activitat reductora de sulfat en els sediments anaeròbics de la zona càrstica de Banyoles. **Tesina de Licenciatura**. Universidad Autónoma de Barcelona.

ZIMMERMANN, R. & L. A. MEYER-RIEL. 1974. A new method for fluorescence staining of bacterial populations on membrane filters. **Keeler Meeresforschunger**, 30:24-27

OBSERVACIONES SOBRE EL PERIFITON DE MACROFITOS EN SISTEMAS LACUSTRES DEL NE DE ESPAÑA

Jaume CAMBRA

Dept. de Biologia Vegetal. Unitat de Botànica Sistemàtica i Geobotànica. Fac. Biologia. Univ. Barcelona. Avda. Diagonal, 645. BARCELONA 08028.

Palabras clave: Autoecología, biocenosis, biomasa, biovolumen, epifítico, helófito, lacustre, lenítico, litología, macrófito, palustre, perifiton.

SUMMARY

PERIPHYTON ON MACROPHYTES IN SOME LAKES AND PONDS FROM NE OF SPAIN

Key words: Biomass, epiphytic, macrophyte.

This paper contains the results of a phycological research carried out on the epiphytic community of macrophytes in some lakes and ponds from NE of Spain (Fig. 1). The material for the investigations were collected in summer (sampling-stations 1,2,3,4,5), winter and spring (sampling-station 6) of 1986.The species composition (Tab. II) and also quantitative contribution of periphyton biomass of high mountain macrophytes (Tab. III) were determined. The 94 taxa of algae which were found, belonged to the majority of systematics groups. Among them a very important contribution of diatoms and green algae was noted.

On the basis of diagnostic features and analysis of similarity coefficients, the epiphytic communities were distributed in three groups (Fig. 3), according to the distinct limnological parameters of water. Most species seem to show a preference for water quality (e.g. particular sampling stations), with a lower influence of macrophyte host (no specificity for host species has been observed).

INTRODUCCION

En esta comunicación, presentamos los resultados de una primera aproximación al estudio de las comunidades del perifiton que se desarrollan sobre macrófitos acuáticos, en el litoral de sistemas lacustres. Hemos centrado el estudio en tres tipos regionales de sistemas: a) Pirenaicos de cubeta silícea; b) De baja altitud, sobre substrato calcáreo y c) Aguas temporales sobre substrato silíceo.

Con el objeto de tener un conocimiento preliminar de dichas comunidades algales, hemos determinado la composición en especies, la distribu-

ción algal sobre los distintos macrófitos y hemos cuantificado la biomasa del perifiton en los lagos pirenaicos.

MATERIAL Y METODOS

La elaboración del catálogo y las cuantificaciones de biomasas se han efectuado a partir de las muestras básicas. Entendemos como muestra básica la recolección total de áreas (0.25 m^2) homogéneas de vegetación del fondo del lago. A partir de cada planta del cuadrado muestreado, se obtenían fragmentos de epidermis de 2 cm^2, a nivel de tallos y hojas. Las porciones de epidermis obtenidas eran estudiadas directamente bajo el microscopio, realizándose preparaciones permanentes con gelatina-glicerinada. El material así elaborado servía de base para realizar contajes de individuos en cuatro campos (22 μm^2) distintos de la preparación. Posteriormente, las estimas de densidad eran transformadas en biomasas o biovolúmenes (JOHANSSON, 1980).

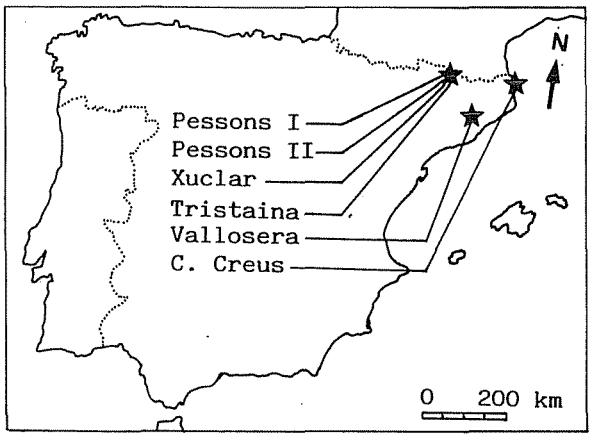


Fig. 1: Distribución de las localidades estudiadas.
Fig. 1: Distribution of sampling stations.

Se han prospectado seis localidades (Fig. 1), que pertenecen a grupos regionales distintos: 1,2,3,4 (Alta montaña); 5 (Baja altitud, de cubeta calcárea) y 6 (Sistemas temporales), que fueron muestradas en las fechas siguientes: 4-10/VIII (1,2,3,4); 12/VI, 19/VIII (5) y 16/II, 29/V (6) durante el año 1986.

Paralelamente a la recolección de muestras biocenóticas, se han obtenido los siguientes parámetros físico-químicos del agua: pH (pH-metro CRISON 506), temperatura (con un termómetro de alcohol), conductividad (conductímetro CRISON 523) y alcalinidad. Este último parámetro se obtuvo en el laboratorio, por valoración con ácido sulfúrico (0.02 N) y un indicador mixto (ROS, 1978).

RESULTADOS

Las aguas epicontinentales estudiadas pertenecen a grupos limnológicos distintos. Las variaciones de los parámetros medidos se hallan representados en la Tabla I. El primer grupo de localidades (1-4), corresponde a los lagos pirenaicos. Este tipo de sistemas se caracterizan

por su pobreza en nutrientes, con pH cercanos a la neutralidad (7.2-7.6). Las alcalinidades fueron bajas, con valores entre 0.18-0.50 meq/l. La conductividad osciló alrededor de los 28.8 µS/cm como valor medio, lo cual indica una baja mineralización de estas aguas.

Por el contrario, en la localidad 5 (Vallosera), la reserva alcalina fué elevada, hecho que atribuimos a la naturaleza calcárea del substrato. Los valores de alcalinidad estimados son los más altos de la serie (2.60-4.50 meq/l). Los pH eran ligeramente básicos, aunque se mantuvieron cerca de valores neutros. Las conductividades fueron elevadas, oscilando entre 1082.0-1412.6 µS/cm.

En la localidad 6 (cabo de Creus), registramos variaciones notables de pH (6.5-7.5). El carácter temporal de estas aguas y la baja reserva alcalina (litología de tipo silíceo), conllevan un poder tamponador reducido. Estos factores determinan las fluctuaciones del pH. Paralelamente, éste parámetro está notablemente influenciado por los procesos de produción y descomposición que generan las biocenosis del sistema (TOMAS et al., 1987). Las conductividades fueron elevadas, debido a la proximidad del mar y a la evaporación del agua. La alcalinidad fué relativamente baja, oscilando entre 0.97-1.70 meq/l.

Tabla I: Valores de los parámetros físico-químicos del agua.
Table I: Limnological parameters values.

Localidad Station	Fecha Date	Temperatura (^oC)	Conductividad $\mu S.cm^{-1}$	pH	Alcalinidad $meq.l^{-1}$
1. Pessons I	040886	10.0	29.0	7.6	0.20
2. Pessons II	050886	8.5	34.0	7.6	0.50
3. Xuclar	070886	15.7	31.2	7.2	0.18
4. Tristaina	120886	10.2	21.1	7.3	0.31
5. Vallosera	120686	19.3	1082.0	7.5	4.50
5. Vallosera	190886	24.9	1412.6	7.8	2.60
6. C. Creus	120286	7.5	1570.0	6.5	1.70
6. C. Creus	290586	14.2	649.0	7.5	0.97

Los lagos pirenaicos son pobres en macrófitos y vegetación helofítica en general, si los comparamos con la gran diversificación vegetal que existe en los lagos de Europa central. A pesar de esta pobreza en especies, podemos encontrar praderas importantes de plantas acuáticas, que crecen en las orillas poco profundas y con suficiente cantidad de sedimento para poder enraizar. El Isoeto-Sparganietum borderei ocupa estas zonas, generalmente entre 0.5-1.5 m de profundidad (loc. 1,2,4). En zonas marginales del mismo ambiente, hemos observado desarrollos masivos de Ranunculus aquatilis (loc. 1,3). En la franja más somera, crece una comunidad de helófitos, dominada por Carex rostrata, que constituye el Caricetum rostrato-vesicariae, formando poblaciones casi uniespecíficas (loc. 1,2,4).

En Vallosera (loc. 5), predominan las comunidades helofíticas de la clase Phragmitetea, con Phragmites australis y Typha angustifolia. Dentro del agua, las poblaciones de macrófitos están constituidas por

Potamogeton nodosus, P. pusillum, Utricularia vulgaris y, en zonas más profundas, Chara vulgaris.

En el cabo de Creus (loc. 6), debido al carácter temporal de los sistemas acuáticos de ésta región, no existe una vegetación palustre diferenciada. No obstante, en lagunas semipermanentes se desarrollan poblaciones notables de Phragmites australis. En las orillas de cuerpos de agua más pequeños aparece Typha angustifolia y, sumergidos, Callitriche sp, Ceratophyllum demersum, Fontinalis hydnoides y, ocasionalmente, Ranunculus fluitans.

El registro florístico que presentamos cuenta con 94 taxones de algas, un briófito y 10 espermatófitos (Tab. II). Las especies que son novedad florística en base a los catálogos preexistentes han sido señaladas (* Nuevas para Cataluña; ** Nuevas para España).

La cantidad de especies algales epifíticas presenta diferencias, con respecto a las distintas plantas acuáticas consideradas (Tab. II). En los macrófitos de Pirineo, el número absoluto de algas epifíticas es bastante bajo (n=14). Por el contrario, en sistemas temporales (loc. 6), la cantidad de epífitos es superior (n=59).

En la estructura espacial de las comunidades del perifiton examinadas, se observan dos estratos bien diferenciados. Uno es basal o incrustante y el otro es más o menos erecto.

El estrato incrustante está formado por especies colonizadoras, generalmente de tipo reptante (p.ej. Aphanochaete repens, Coleochaete scutata var. minor, Epibolium dermaticola, Lyngbya perelegans, Protoderma viride) o células que se aplican directamente al substrato (p.ej. Cocconeis placentula, Epithemia sorex, E. turgida, E. zebra, Synedra ulna, Xenococcus minimus).

El segundo estrato es erecto y está constituido por algas filamentosas (p.ej. Bulbochaete mirabilis, Chaetophora elegans, Draparnaldia plumosa, Oedogonium, Rhizoclonium hieroplyphicum, Rivularia beccariana, Tolypothrix distorta, Tribonema, Vaucheria sessilis) o que generan pedúnculos de fijación consistentes (p.ej. Achnanthes minutissima, Cymbella cistula, Gomphonema acuminatum, G. angustatum, G. constrictum, Meridion circulare). Si el crecimiento de este segundo estrato es importante (loc. 6), puede llegar a desprenderse del substrato y flotar libremente.

Puede distinguirse aún un tercer subgrupo de especies, formado por algas unicelulares o coloniales (p.ej. Chroococcus minutus, C. turgidus, Closterium, Cosmarium, Diatoma vulgare, Eunotia pectinalis, Melosira varians, Pediastrum boryanum, Peridinium cinctum, Scenedesmus sp pl, Trachelomonas hispida var. crenulatocollis), que crecen entre las algas filamentosas (Oedogonium, Rhizoclonium, Vaucheria).

Los grupos de especies descritos pueden venir acompañados, en algunas ocasiones (loc. 1,5,6), por grandes masas de Spirogyra.

A fin de sintetizar la información sobre la distribución de especies alga/macrófito, se ha representado para cada vegetal la dominancia relativa de cianoficeas, diatomeas y cloroficeas, en porcentajes. A partir de los histogramas obtenidos (Fig. 2), se deduce que no existe un grupo determinado de algas dominante, si bien se registra un ligero predominio de diatomeas y cloroficeas.

Se ha calculado el coeficiente de similitud entre las algas del perifiton de los distintos macrófitos. El índice empleado ha sido el de SØRENSEN (ODUM, 1971):

$$S_{jk} = (2n_{jk}/(n_j + n_k)) \times 100$$

Tab. II: Catálogo de las algas del perifiton sobre macrófitos.
Tab. II: Check-list of periphytonic algae on macrophytes.

	MACROFITOS										
	Sparganium affine	Ranunculus aquatilis	Carex rostrata	Phragmites australis	Potamogeton nodosus	Potamogeton pusillum	Utricularia vulgaris	Fontinalis hydnoides	Typha angustifolia	Ceratophyllum demersum	Ranunculus fluitans
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
CYANOPHYCEAE											
* Anabaena aequalis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Aphanothece microscopica	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Chroococcus minutus	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.
Chroococcus turgidus	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Lyngbya perelegans	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Merismopedia punctata	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Microcystis aeruginosa	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Nodularia spumigena	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Nostoc sphaericum	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Oscillatoria princeps	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Rivularia beccariana	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Tolypothrix distorta	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Xenococcus minimus	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
EUGLENOPHYCEAE											
Euglena sp	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Trachelomonas hispida											
* var. crenulatocollis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
DINOPHYCEAE											
Peridinium cinctum	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
CRISOPHYCEAE											
** Sphaeridiothrix compressa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Dynobryon sp	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
BACILLARIOPHYCEAE											
Achnanthes flexella	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.
Achnanthes lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Achnanthes minutissima	.	+	+	.	.	+	.	+	.	.	.
Amphipleura pellucida	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Ceratoneis arcus	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cocconeis placentula	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+
Cymbella cistula	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. II (cont.)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Cymbella lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Cymbella obtiuscula	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Cyclotella comta	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	.
Diatoma vulgare	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Diploneis ovalis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Epithemia sorex	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Epithemia turgida	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+
Epithemia zebra	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+
Eunotia pectinalis	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Fragilaria capucina	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Gomphonema acuminatum	+	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Gomphonema angustatum	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Gomphonema constrictum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+
Gomphonema sp pl	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Melosira varians	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Meridion circulare	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Navicula cryptocephala	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Navicula radiosa	.	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.
Nitzschia gracilis	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Nitzschia hungarica	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Nitzschia linearis	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.
Nitzschia sigmoidea	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Pinnularia gibba	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+
Synedra acus	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.
Synedra pulchella	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
Synedra ulna	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Thalassiosira weisflogii	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
XANTHOPHYCEAE											
Tribonema affine	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Tribonema minus	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Tribonema viride	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Tribonema vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Vaucheria sessilis	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
CHLOROPHYCEAE											
Aphanochaete repens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+
Binuclearia tectorum	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Bulbochaete mirabilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Bulbochaete sp	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Chaetophora elegans	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Clorococal indeterminada	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
*Closterium idiosporum	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Closterium leiblenii	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Coleochaete scutata minor	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+
Cosmarium botrytis	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.
Cosmarium laeve	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+	.
Draparnaldia plumosa	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+
Epibolium dermaticola	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+
*Glaucocystis nostochinearum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hyalotheca dissilens	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+
Mougeotia sp 10 µm Ø	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Oedogonium sp 5 µm Ø	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oedogonium crispum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.

Tab. II (cont.)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
* Oedogonium gunnii	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Pediastrum boryanum	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Protoderma viride	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhizoclonium hieroglyphicum	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Scenedesmus ecornis	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus microspina	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus quadrispina	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
* Sirogonium sticticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Spirogyra fennica	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.
**Spirogyra fritschiana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Spirogyra majuscula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Spirogyra tenuissima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Spirogyra sp	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Spondylosium pulchellum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum punctulatum	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+
Stigeoclonium tenue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
**Ulothrix idiospora	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.

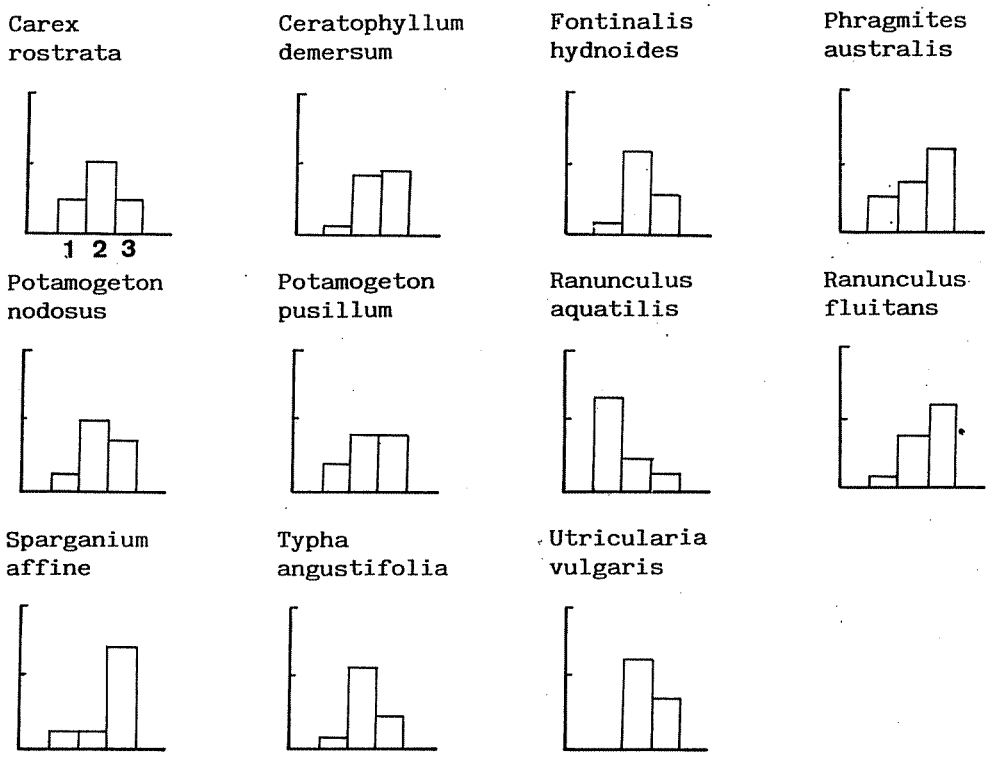


Fig. 2: Porcentaje de algas epifíticas sobre macrófitos.
Fig. 2: Percentage values of epiphytic algae on macrophytes.
(1: Cyanophyceae; 2: Bacillariophyceae; 3: Chlorophyceae)

Los resultados de éstos cálculos (Fig. 3), se han ordenado en el espacio (BRAY & CURTIS, 1957), observándose una clara diferenciación entre los ambientes muestrados.

1: Sparganium affine
2: Carex rostrata
3: Ranunculus aquatilis
4: Fontinalis hydnoides
5: Typha angustifolia
6: Ceratophyllum demersum
7: Ranunculus fluitans
8: Phragmites australis
9: Potamogeton nodosus
10: Potamogeton pusillum
11: Utricularia vulgaris

A: Lagos Pirenaicos
B: Vallosera
C: Cabo de Creus

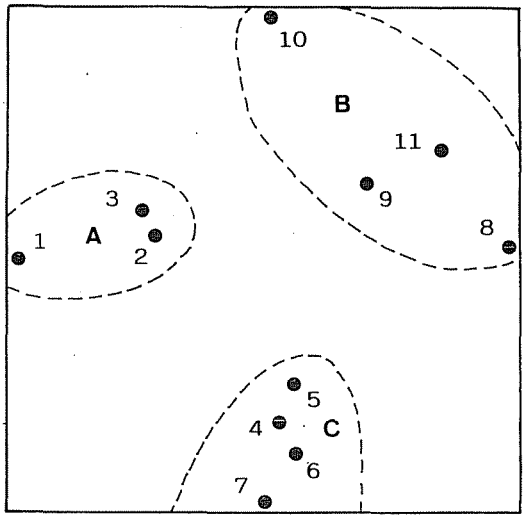


Fig. 3: Ordenación de los macrófitos a partir de la similitud de las especies epifíticas.
Fig. 3: Comparative ordination of macrophytes after similarity between epiphytic algae species.

Por lo que se refiere a la biomasa del perifiton (Tab. III), en Ranunculus aquatilis la especie epifítica dominante es Cocconeis placentula, con biomasas que alcanzan los 3131.0 $\mu g/m^2$ en los tallos. Por el contrario, en las hojas, los valores descienden ligeramente (1373.0-2595.1 $\mu g/m^2$). Protoderma viride, en cambio, parece tener una mayor afinidad por las hojas. Particularmente, encontramos biomasas superiores en la base de las mismas (280.2 $\mu g/m^2$). Synedra ulna tiene un comportamiento más irregular, con biomasas que oscilan entre 0-7194.2 $\mu g/m^2$. Esta gran variación nos parece atribuible al epifitismo ocasional de esta especie.

En Sparganium affine, los tallos carecen de epífitos. En cambio las hojas estan densamente recubiertas por una clorococal indeterminada, con biomasas entre 1100.0-7142.8 $\mu S/m^2$. Protoderma viride, de modo análogo al observado en Ranunculus, manifiesta preferencia por la parte basal de las hojas de Sparganium, con biomasas que alcanzan los 298 $\mu g/m^2$.

Sobre Carex rostrata, los epífitos son escasos y tan solo Cocconeis placentula presenta biomasas destacables, en el ápice foliar(292.2 $\mu g/m^2$). Destacamos, sin embargo, la biomasa estimada de Achnanthes minutissima, respecto a los valores que se tienen de ésta especie en otros macrófitos (Tab. III). Achnanthes es muy abundante en el envés de la hoja de Carex, en la cual, la planta, tiene numerosos nódulos, más o menos prominentes, entre los cuales se hace difícil el crecimiento para las otras dos especies competidoras (Cocconeis y Protoderma). Achnanthes minutissima, debido a su menor tamaño, aprovecha mejor los intersticios libres que dejan los nódulos. Por el contrario, en la haz de la misma hoja, la biomasa de Achnanthes es inapreciable y las especies dominantes son Cocconeis placentula y Protoderma viride.

Tab. III: Biomasa media (n=35-45) del perifiton en lagos de alta montaña.
Tab. III: Mean (n= 35-45) of periphyton biomass in high mountain lakes.

Fecha/Date: 4-10/08/1986 Localidades/Stations: Macrófito/Macrophyte: ($\mu g.m^{-2}$)	1,3 Sparganium affine	1,2,3 Ranunculus aquatilis	1,2,4 Carex rostrata
Achnanthes minutissima	0.1	13.1	179.2
"Clorococal indeterminada"	3680.5	.	.
Ceratoneis arcus	.	0.1	.
Cocconeis placentula	.	2160.0	156.9
Cymbella cistula	.	0.1	.
Glaucocystis nostochinearum	0.1	.	.
Gomphonema acuminatum	160.3	.	.
Gomphonema sp pl	0.1	.	.
Lyngbya perelegans	0.1	0.1	.
Oedogonium sp 5 µm Ø	81.8	.	.
Protoderma viride	149.3	89.3	219.5
Spondylosium pulchellum	347.4	.	.
Synedra ulna	.	7194.2	.
Xenococcus minimus	.	8.4	.

DISCUSION

La colonización de un substrato vegetal depende de su morfología (densidad de ramificación; número, disposición y forma de las hojas), del microrelieve de la superficie vegetal, así como del tiempo que ha permanecido sumergido y el ritmo de crecimiento vegetativo de la planta.

La distribución de especies algales observada, sobre los distintos macrófitos, se corresponde con los grupos regionales de lagos, sin depender del macrófito sobre el cual se desarrollen. Esta apreciación parece indicar que no existen especies epifíticas que crezcan sobre determinados macrófitos, sino que las algas se fijan sobre un vegetal acuático de manera circunstancial.

HUTCHINSON (1975), en una revisión de diversos trabajos relativos al estudio del perifiton de macrófitos, concluye en que hay una baja especificidad de las especies algales con respecto a los macrófitos que epifitan. EMINSON & MOSS (1980) coinciden, en parte, con ésta afirmación, en particular cuando se trata de sistemas ricos en nutrientes. No obstante, los mismos autores señalan un cierto grado de especificidad cuando el medio es pobre en nutrientes. Se sabe que algunos macrófitos transfieren una pequeña fracción de nutrientes u otras substancias al exterior, que pueden ser asimiladas por los epífitos que los recubren (CATTANEO & KALF, 1979). Esta interacción explicaría ciertas afinidades (en medios oligotróficos) de las algas por macrófitos determinados. En este caso, la biología del macrófito tendría un papel preponderante con

respecto a las condiciones del medio. La distribución de especies epifíticas/macrófito observada en nuestra investigación seguiría un modelo similar al apuntado por HUTCHINSON, aunque sería necesario ampliar su estudio en el espacio y en el tiempo , a fin de precisar mejor si existe algún grado de especificidad de las algas por los diversos macrófitos de sistemas oligotróficos.

Por otra parte, la ordenación vertical de epífitos sobre un mismo macrófito es un tanto irregular. En Sparganium affine, los tallos no estaban epifitados, mientras que sus hojas se encontraban densamente recubiertas por una clorococal y Protoderma viride. En Carex rostrata, se observa una clara diferencia entre los epífitos de la haz y del envés. Esta particular disposición de los epífitos se puede atribuir a la estructura arquitectónica de cada planta y a las características biológicas de su epidermis. Algunos macrófitos y ciertas algas filamentosas (zignematáceas), tienen muy pocos epífitos, ya que poseen mecanismos (p.ej. membranas gelatinosas), que dificultan la fijación de organismos sobre su superficie (EMINSON & MOSS, 1980; MARGALEF, 1983).

En resumen, se puede concluir que nuestros resultados se ajustan, en principio, a otras distribuciones conocidas en lagos septentrionales. Sin embargo, es preciso incrementar los datos sobre la autoecología, producción y ciclo anual de las comunidades del perifiton de macrófitos, en nuestras latitudes.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Xavier LLIMONA, por sus orientaciones y revisión del presente trabajo. A I.A. Pereira y M.M. Sanz, por su inestimable ayuda en la recolección de muestras.

BIBLIOGRAFIA

BRAY, J.R. & T. CURTIS 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsim. Ecol. Monogr., 27: 325-349

CATTANEO, A. & J. KALFF 1979. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: A study between epiphytes and their substrate. Limnol. Oceanogr., 24 (6): 1031-1037

EMINSON, D. & B. MOSS 1980. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters I. The influence of host type and external environment on community composition. Br. Phycol. J., 15: 429-446

HUTCHINSON, G.E. 1975. A Teatrise on Limnology, III. Limnological Botany. Wiley Ed. New York. 660 pp.

JOHANSSON, C. 1980. Attached algal vegetation in two stony streams in NW Jämtland, Sweden. Midd. Vaxtbiol. Inst., 1: 1-15

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Omega Ed. Barcelona. 1010 pp.

ODUM, E.P. 1971. Fundaments of Ecology. W.B. Saunders Comp. Ed. Philadelphia. London. Toronto. 574 pp.

ROS, J. 1978. Prácticas de Ecología. Omega Ed. Barcelona. 181 pp.

TOMAS, X.; CAMBRA, J. & S. SABATER 1987. Comunidades algales del cabo de Creus (entre 0 y 100 m de altitud) y su relación con el ambiente. Limnética, 3. (en prensa)

ANALISIS ESTADISTICO DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS DE UNA CUBETA MEROMICTICA Y DE UNA LAGUNA ANOXICA DEL SISTEMA CARSTICO DE BANYOLES

M. Teresa ALFONSO, M. Rosa MIRACLE y Manuel SERRA

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Valencia. VALENCIA

Palabras clave: Asociaciones de zooplancton, aguas anóxicas, lagos meromícticos.

SUMMARY

STATISTICAL ANALYSIS OF THE ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN A MEROMICTIC BASIN AND AN ANOXIC POND OF BANYOLES KARSTIC SYSTEM

Key words: zooplankton associations, anoxic waters, meromictic lakes.

A cluster analysis was performed with zooplankton density of populations data from the study of 263 samples from a meromictic basin of Banyoles lake and 83 samples from the anoxic sulfurous pond of Cisó, taken at different depths, during the years 1977-78. From the analysis of Banyoles four main groups of association were characterized consisting on: (1) the different species of copepods present in the lake permanently, (2) the species occuring in the chemocline, (3) the summer epilimnetic species and (4) the late summer species. From the analysis of Cisó three main groups were characterized on: (1) the more or less permanent species with summer maxima, (2) the species occurring in the oxigenation period of late summer of 1978 and (3) the species occurring in the oxigenation period of spring of 1977.

INTRODUCCION

Se ha puesto en evidencia la existencia de comunidades zooplanctónicas presentes en aguas microaerófilas y anóxicas (MIRACLE, 1977; MIRACLE y VICENTE, 1983). Con la intención de caracterizar las especies con mayor tendencia a presentarse en dichas condiciones se ha hecho un estudio estadístico de agrupamiento con los datos del zooplancton de una cubeta meromíctica (cubeta III) del lago de Banyoles, con un monimolímnion anóxico a partir de los 18 m de profundidad y de una laguna muy cercana cuyas aguas son en su mayor parte anóxicas.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 116-122

El lago de Banyoles está situado a unos 17 km de la ciudad de Gerona al noreste de España, la cubeta meromíctica de dicho lago presenta una forma ovalada, con un área superficial de 7.5 Hm^2 y una profundidad correspondiente a la interfase agua-sedimento en suspensión que ha sido establecida en 25 m. Esta cubeta ha sido descrita en varias publicaciones, siendo las más específicas, aportando datos fisico-químicos y bacteriológicos de las mismas fechas en las que se obtuvieron las densidades zooplanctónicas la de Guerrero, Abellà y Miracle (1978) y datos sobre el zooplancton en distintas fechas las de Miracle (1975, 1976).

La laguna del Cisó se encuentra a 200 m al oeste del lago de Banyoles, es una pequeña dolina de 0.046 Hm^2 de superficie, que en el año de estudio tenía 11 m de profundidad. Esta laguna está descrita en varias publicaciones, concretamente las descripciones correspondientes a las mismas fechas del presente estudio se pueden encontrar en Guerrero y Abellà (1978), Abellà, Montesinos y Guerrero (1980), Guerrero et al. (1980), Pedros-Alió, Abella y Guerrero (1984) y Alfonso y Miracle (en prensa).

MATERIAL Y METODOS

Para la cubeta III de Banyoles el período de muestreo quedó comprendido entre los meses de noviembre de 1976 hasta octubre de 1978; se recogieron muestras cada quince días en general, tomandose perfiles verticales a intervalos de 5 m hasta una profundidad de 24 m. En la laguna de Cisó, se hicieron 28 campañas de muestreo distribuidas más o menos regularmente durante los meses de enero de 1977 a septiembre de 1978; recogiendose muestras a intervalos de 5 m hasta una profundidad de 10 m. En ambos casos se obtuvieron muestras cuantitativas de zooplancton procedentes de la filtración (por una malla de 55µm de poro) de 8 l de agua, recogida con una doble botella Van Dorn, siendo posteriormente contados los individuos de cada una de las especies con un microscopio invertido a 100x y 200x.

Se calculó una matriz de coeficientes de correlación entre las especies cuyas densidades de población se habían transformado logarítmicamente, y se estudiaron los grupos de asociación entre las diferentes especies, utilizando la técnica de agrupamiento conocida como "Cluster", mediante el método UPGMA (SNEATH y SOKAL, 1973) a partir de la mencionada matriz de correlación.

RESULTADOS Y DISCUSION

Un total de 263 muestras recogidas en la cubeta III de Banyoles fueron estudiadas, obteniendose la variación en el perfil vertical y durante dos ciclos anuales, de las abundancias de las 8 especies de crustáceos y 25 de rotíferos identificadas en las mismas.

Las correlaciones entre estas especies, caracterizadas por la variación mencionada de sus densidades de población (densidades totales suma de los individuos de estadios tanto larvarios como juveniles y adultos) se muestran en la hemimatriz ordenada por un análisis cluster de la figura 1. Las correlaciones son más fuertes entre las especies cuya presencia se reduce a una estación o período determinado, mientras que son variables en magnitud y signo en las perennes o entre las que aparecen en varias estaciones. Las especies que presentan correlaciones bajas con todas las

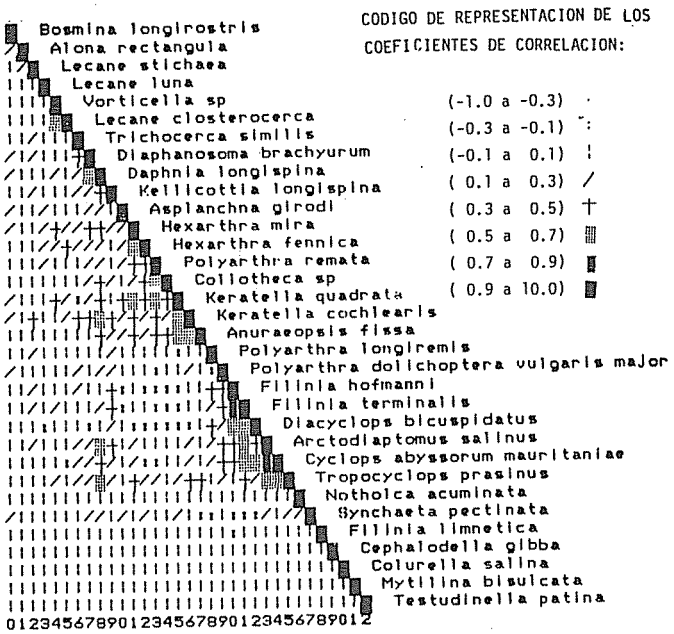


Fig. 1.- Hemimatriz de correlación sombreada, ordenada mediante un análisis cluster que representa los diferentes grupos de especies del zooplancton más correlacionadas entre sí, de la cubeta III de Banyoles.-Shaded correlation semimatrix, after rearrengament by cluster analysis, representing the different groups of zooplankton species, in the Banyoles lake meromictic basin.

demás han quedado situadas en la parte baja de la hemimatriz y son especies de presencia esporádica o accidental. Para facilitar la caracterización de los grupos de especies asociadas se ha efectuado el dendrograma de correlaciones (figura 2), en la que puede observarse los siguientes grupos de especies:

(1) Grupo I: Especies de otoño-primavera, que aparecen en períodos de mezcla y de invierno, siendo la más característica Synchaeta pectinata.

(2) Grupo II: Especies perennes cuya mayor abundancia se produce en primavera-verano. Este grupo está formado por las cuatro especies de copépodos presentes en el lago. Estos copépodos, forman un grupo bien definido y correlacionado, representando una abundancia bastante constante a lo largo del tiempo. Las especies Tropocyclops prasinus y Diacyclops bicuspidatus evitarían su competencia mediante una distribución vertical diferente; T. prasinus en superficie y D. bicuspidatus más profundamente. Por ello, D. bicuspidatus presenta correlaciones altas con el grupo de especies (III) característico de la quimioclina, es decir de niveles profundos.

Arctodiaptomus salinus y Cyclops abyssorum presentan una correlación bastante alta. La correspondencia espacio-temporal de estas especies ya se observó en el estudio del ciclo anual de 1970 realizado por Miracle (1976), en el cual se atribuye dicha correspondencia a una predación de C. abyssorum sobre A. salinus.

Todas las especies del grupo presentan correlaciones bastantes altas con las del grupo III debido a que los muestreos se efectuaban a mediodía, hora en que los copépodos se encuentran en capas más profundas y a que la mayor parte de los individuos son nauplios con tendencia a situarse en capas más profundas que los adultos.

(3) Grupo III: Especies con tendencia a situarse en la quimioclina en condiciones microaerófilas o prácticamente anóxicas. Muchas de estas especies presentan una distribución bimodal cada año, con un máximo en primavera en todo el perfil vertical y otro en verano en la quimioclina. Los géneros Keratella - Anuraeopsis no presentaron idéntica distribución en los años estudiados. Así por ejemplo, Anuraeopsis fissa y Keratella quadrata apenas estuvieron representadas en 1978. Sin embargo, si que lo estuvo Keratella cochlearis, mostrando caracteristicamente aquella distribución bimodal. Por otra parte, los géneros Polyarthra y Filinia tienen una distribución temporal más amplia con clara tendencia a situarse en profundidad, no disminuyendo su abundancia durante los años estudiados.

(4) Grupo IV: Especies epilimnéticas de verano. Las especies del género Hexarthra presentan una correlación algo alta entre ellas, sin embargo evitan la competencia mediante una separación espacio-temporal, mientras que Hexarthra fennica encuentra su máximo cercano a la superficie, Hexarthra mira desplaza el suyo a capas más profundas cuando está presente Hexarthra fennica.

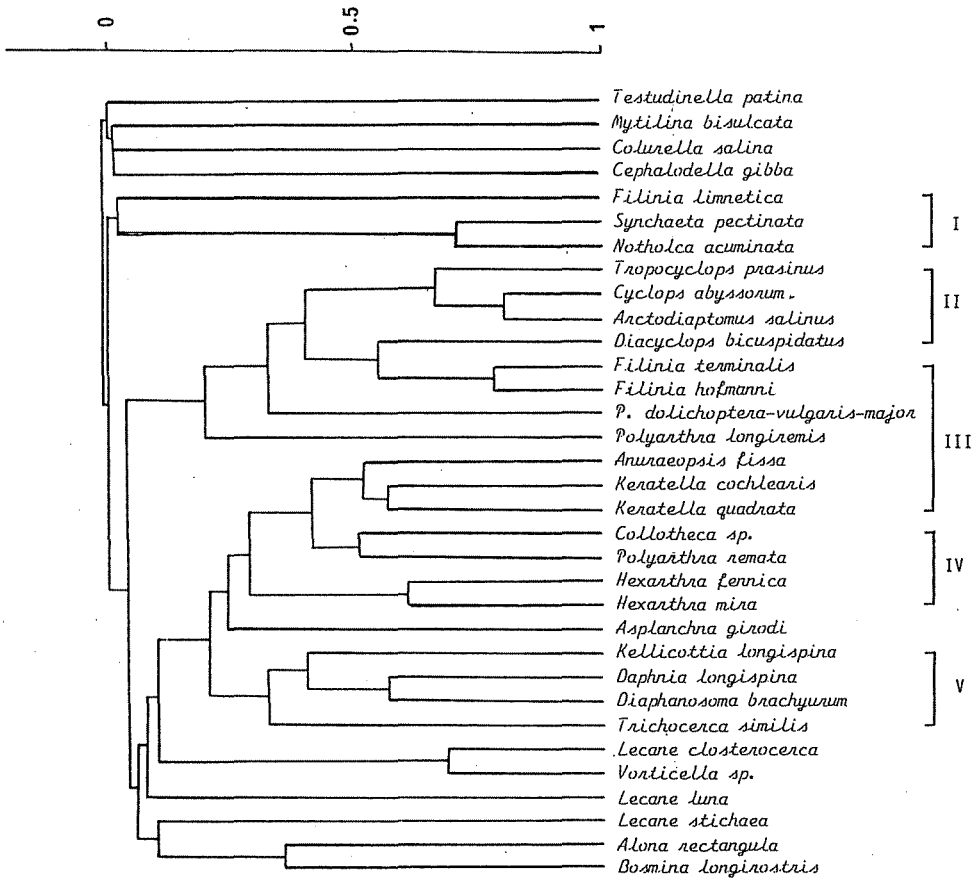


Fig. 2.- Dendrograma que representa los diferentes grupos de asociación de las especies del zooplancton resultantes de un análisis cluster, basado en los coeficientes de correlación sobre sus densidades poblacionales en la cubeta III de Banyoles.-Dendrogram representing the different association groups of the zooplankton species, based of correlation coefficients on their population densities, in Banyoles lake meromictic basin.

(5) Grupo V: Especies estivales tardías. Formado por los cladóceros, y algunas especies de rotíferos. Diaphanosoma brachyurum presenta un marcado máximo a finales de verano y no coincide mucho con la distribución de Daphnia longispina con tendencia a presentarse más equinocialmente. Los demás cladóceros no se encuentran de forma establecida en el plancton, por lo que suelen aparecer sólo cuando la cantidad de alimento disponible es grande, siendo principalmente litoral-bentónicas. Trichocerca similis es una especie con un máximo claro a finales de verano pero muy dependiente de los años. Kellicottia longispina es una especie que presentó su máximo en primavera de 1978. Sin embargo, también presenta pequeños máximos al final del verano.

Por otra parte, hay una serie de especies que no han sido incluidas dentro de ningún grupo de asociación, en general por ser especies de origen bentónico, poco significativas en el plancton.

En la laguna del Cisó se recogieron 83 muestras, con las que se describió la variación estacional y el perfil vertical de las especies del zooplancton encontradas, 2 crustáceos y 23 rotíferos, en un artículo anterior (ALFONSO y MIRACLE, en prensa). En esta laguna el oxígeno disuelto tiene una distribución muy limitada, en general hay un ambiente anóxico a lo largo de todo el año, pero cuando se empieza a iniciar la estratificación térmica se puede formar una zona aeróbica superficial que permite la aparición de organismos planctonicos. La estratificación fue diferente segun los años estudiados, de modo que en 1977 se produjo una zona aerobia hasta los 2 m de profundidad durante marzo-agosto, con un máximo de organismos planctonicos en mayo, mientras que en el año 1978 se retrasó este período de oxigenación comenzando a mediados de abril, lo cual retrasó la aparición de organismos más planctonicos en la laguna cuyo máximo tuvo lugar en agosto.

Las correlaciones entre las especies de esta laguna se muestran en la hemimatriz ordenada por un análisis cluster (figura 3) y los grupos de especies asociadas se observan en la figura 4 al igual que se ha hecho para la cubeta III, obteniéndose en este caso los siguientes grupos:

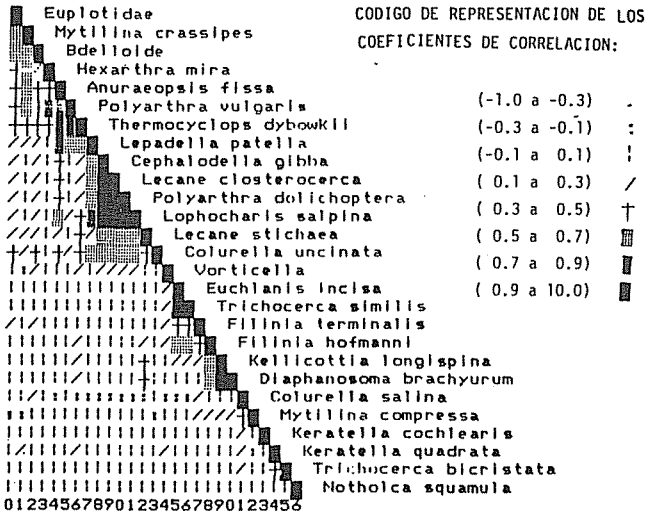


Fig. 3.- Hemimatriz de correlación sombreada ordenada mediante un análisis cluster que representa los diferentes grupos de especies del zooplancton más correlacionadas entre sí, en la laguna de Cisó.-Shaded correlation semimatrix, after rearregament by cluster analysis, representing the different groups of zooplankton species, in Cisó pond.

(1) Grupo I: Especies establecidas con máximo estival. Estas especies de caracter bentónico son las que se encuentran mejor adaptadas al tipo de ambiente de la laguna de Cisó, resistiendo concentraciones de sulfhídrico superiores a 100 mg/l.

(2) Grupo II: Especies que aparecieron en el segundo período de oxigenación. Estas especies en parte constituyen la composición de la comunidad durante el segundo período de oxigenación estudiado (agosto de 1978). Destacamos la presencia de K. longispina y D. brachyurum; también estuvo presente en esta época Thermocyclops dybowskii pero en escaso número, por ello y debido a que su máximo se dió en primavera de 1977 ha resultado asociada con el Grupo IV.

(3) Grupo III: Especies colonizadoras de primavera con poca densidad. Las fuertes correlaciones que aparecen entre las especies de este grupo son debidas al bajo porcentaje de ocurrencia y frecuencia de las mismas. Todas ellas presentaron una aparición esporádica de pocos individuos en el período de oxigenación del año 1977.

(4) Grupo IV: Especies de primavera correspondientes a la primera oxigenación de la laguna. Este grupo de especies apareció en primavera,

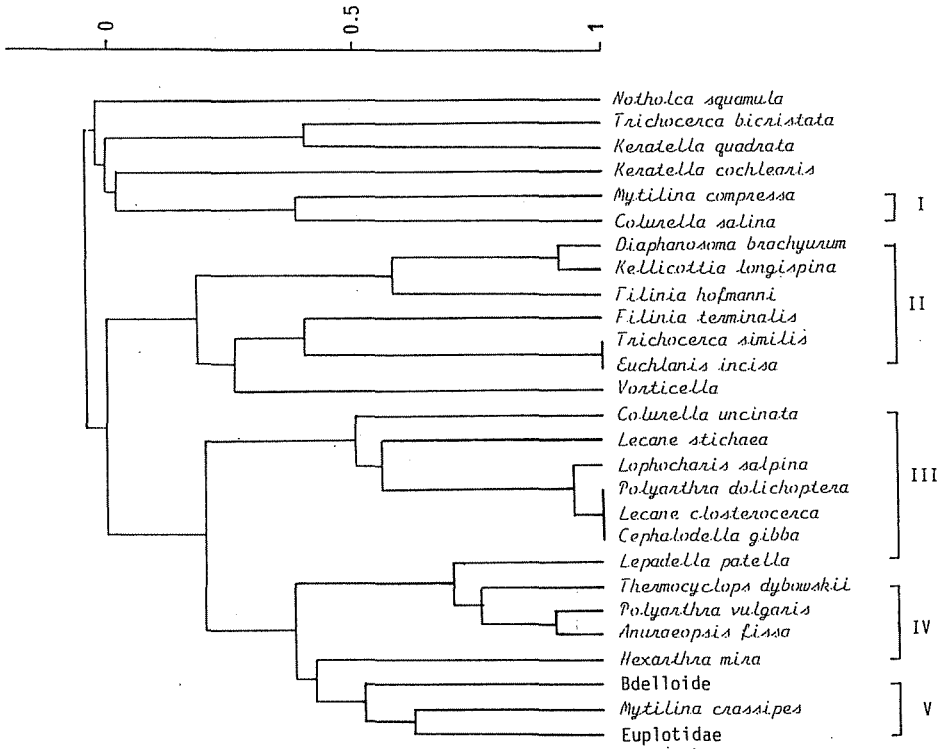


Fig. 4.- Dendrograma que representa los diferentes grupos de asociación de las especies del zooplancton resultantes de un análisis cluster, basado en los coeficientes de correlación sobre sus densidades poblacionales, en la laguna del Cisó.-Dendrogram representing the different association groups of the zooplankton species based of correlation coefficients on their population densities, in Cisó pond.

debido a la aireación de las capas superiores al inicio de la estratificación, esto sucedió durante mayo de 1977, siendo principalmente abundantes las especies A. fissa y de una forma especial T. dybowskii que alcanzó un elevado número de indivíduos. Al año siguiente el período de oxigenación no se produjo hasta agosto y la composición zooplanctonica varió notablemente. Las especies Polyarthra vulgaris y H. mira no fueron muy significativas en el plancton de Cisó pero aparecieron cuando se dió el máximo de T. dybowskii.

(5) Grupo V: Especies bentónicas de máximo primaveral. Este grupo se compone de los rotíferos Mytilina crassipes, de varias especies de Bdelloidea y de algunos ciliados pertenecientes a la familia Euplotidae. Estas especies son típicas de los niveles profundos, estando adaptadas a las peculiares características de la laguna.

CONCLUSIONES

El análisis estadístico pone de manifiesto la existencia de grupos de asociación de especies que corresponden a comunidades establecidas en los diversos ambientes espacio-temporales. En la cubeta III de Banyoles, cabe destacar las asociaciones entre: (1) copépodos (Grupo II), (2) especies presentes en la interfase o quimioclina (Grupo III), (3) especies epilimnéticas de verano (Grupo IV) y (4) especies estivales tardías (Grupo V).

Los principales grupos resultantes del análisis estadístico de las muestras del Cisó fueron: (1) la asociación de las especies establecidas o más o menos constantes en la laguna con máximo estival (Grupo I), (2) especies que aparecieron en el segundo período de oxigenación (Grupo II) y (3) especies de primavera correspondientes a la primera oxigenación de la laguna (Grupo IV).

Aunque los dos ambientes se encuentran muy cerca uno de otro y aunque la cubeta III tiene un fondo anóxico, la composición específica del zooplancton es muy diferente, favoreciendose en las aguas anóxicas del Cisó especies bentónicas como Mytilina crassipes, Colurella salina, Mytilina compressa y bdelloides.

En cambio en Banyoles prácticamente todas las especies que se desarrollan alrededor de la oxiclina son planctónicas. Algunas de ellas aparecieron también en el Cisó pero sólo durante los períodos de oxigenación, unas en superficie como Anuraeopsis, Polyarthra y otras en profundidad y condiciones anóxicas como Kellicottia y Filinia.

Algunos otros rotíferos y el cladócero Diaphanosoma, abundantes en Banyoles, también se encontraron en el Cisó en superficie durante los períodos de oxigenación, no apareciendo ninguno de los copépodos de Banyoles, siendo éstos sustituidos por T. dybowskii.

BIBLIOGRAFIA

ABELLA, C., MONTESINOS, E. y GUERRERO, R. 1980. Field studies on the competition between purple and green sulfur bacteria for available light (Lake Sisó, Spain). Developments in Hydrobiology, 3:173-181.

ALFONSO, M.T. y MIRACLE, M.R. Variacion temporal de las poblaciones zooplanctónicas de la laguna anóxica del Cisó (Gerona). Limnetica, 3:en prensa.

GUERRERO, R. y ABELLA C. 1978. Dinámica espaciotemporal de las poblaciones bacterianas fotosintéticas en una laguna anaerobia de aguas sulfurosas. Oecologia aquatica, 3:193-205.

GUERRERO, R., ABELLA, C. y MIRACLE, M.R. 1978. Spatial and temporal distribution of bacteria in a meromictic karstic lake basin: relationships with physicochemical parameters and zooplankton. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20:2264-2271.

GUERRERO, R., MONTESINOS, E., ESTEVE, I. y ABELLA C. 1980. Physiological adaptation and growth of purple and green sulfur bacteria in a meromictic lake (Vila) as compared to a holomictic lake (Siso). Developments in Hydrobiology, 3:161-171.

MIRACLE, M.R. 1975. Segregation of zooplankton populations in several depressions within one lake basin. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19:1140-1149.

MIRACLE, M.R. 1976. Distribución en el espacio y en el tiempo de las especies del zooplancton del lago Banyoles. Icona Monografias Min. Agric., 5:1-270.

MIRACLE, M.R. 1977. Migration, patchiness and distribution in time and space of planktonic rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 8:19-37.

MIRACLE, M.R. y VICENTE, E. 1983. Vertical distribution and rotifer concentrations in the chemocline of meromictic lakes. Hydrobiologia, 104:259-267.

PEDROS-ALIO, C., ABELLA, C. y GUERRERO R. 1984. Influence of solar radiation, water flux and competition on biomass of phototrophic bacteria in Lake Cisó, Spain. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22:1097-1101.

SNEATH, P.H.A. y SOKAL, R.R. 1973. Numerical Taxonomy. Ed. W.H. Freeman. San Francisco: 573 pp.

APORTACION AL ESTUDIO LIMNOLOGICO DE LA LAGUNA TEMPORAL DE SAN BENITO

Juan M. SORIA, Teresa ALFONSO, Carmen ROJO y Luisa BALLESTEROS.

Departamento de Ecología. Facultad de Biológicas. Universidad de Valencia. 46100-Burjassot (Valencia)

Palabras clave: Laguna temporal, fitoplancton, zooplancton, análisis fisicoquímico.

SUMMARY

CONTRIBUTION TO KNOWLEDGE OF THE LIMNOLOGIE OF SAN BENITO TEMPORARY POND

Key words: Temporary pond, phytoplankton, zooplankton, physico-chemical analysis.

San Benito is a temporary pond located between Ayora and Almansa (Valencia-Albacete). A system of drainage was used to dry it up in 1847 but it broke down in 1984. This pond has been studied since July 1986. It is a freshwater pond, with salinity of less than 0.2‰ , a high amount of suspended solids, low nutrient concentration and low algal biomass. Zooplankton is specific for high turbidity temporary ponds.

INTRODUCCION

La laguna de San Benito está situada en una zona endorreica de la cuenca Júcar-Segura, entre los términos municipales de Ayora y Almansa (coordenadas UTM XJ x=664 y=4311 z=670). Es una laguna temporal cuya extensión era de 5500 hectáreas, pero fue desecada artificialmente por medio de un canal de drenaje en 1847 (FELIU, 1972). En noviembre de 1984 se llenó, permaneciendo así hasta Febrero de 1986, fecha en la que desapareció a causa de la progresiva evaporación. En julio de este mismo año volvió a aparecer a causa de las lluvias, conservándose hasta la actualidad con un área de 1500 hectáreas y una profundidad media de 1 m.

El estudio de esta laguna resulta interesante por ser una laguna temporal no estudiada anteriormente, radicando su importancia en su situación de zona húmeda interior bastante extensa y próxima a las lagunas manchegas como Pétrola, Salobralejo y La Higuera (todas de tipo atalasohalino, ORDOÑEZ, 1973; MARFIR, 1975; ARMENGOL, 1975).

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se realizaron desde agosto de 1986 hasta enero de 1987, con una periodicidad aproximadamente mensual. Temperatura, conductividad, pH y oxígeno se midieron en la laguna. Las muestras se recogieron y conservaron según se describe en Stainton et al. (1977). Los métodos de análisis de las demás variables fisicoquímicas se llevaron a cabo según

procedimientos descritos en Margalef (1976).

Las muestras de fitoplancton se conservaron fijadas con lugol al 5% y las muestras de zooplancton se recogieron con una red estándar conservándose con formol al 5%. Los recuentos de fitoplancton y zooplancton se llevaron a cabo con un microscopio invertido expresándose los datos en porcentajes.

RESULTADOS Y DISCUSION

A la vista de los resultados obtenidos (Tabla I), se observa que se trata de aguas de muy débil mineralización, cuya salinidad es baja, sobre 0.15 g/l y la relación entre los iones mayoritarios es típica de las aguas dulces continentales (WETZEL, 1981): Carbonato > Sulfato > Cloruro, en una relación 2:1.5:1 aproximadamente. El contenido en compuestos de nitrógeno es baja, dentro del rango de las aguas oligo-mesotróficas; y el contenido en sílice puede considerarse moderada o baja cuando los valores no superan los 5 mg/l (WETZEL, 1981).

Tabla I. Intervalo de las variables estudiadas.
Interval of the studied parameters.

	MINIMO	MAXIMO
Temp °C	7.3	23.5
Cond (uS)	319	470
pH	5.88	8.52
Oxígeno (mg/l)	8.8	11.8
Amonio (mg/l.10^{-3})	0.0	68.4
Nitrato (mg/l)	0.20	1.15
Nitrito (mg/l)	0.00	0.09
Sílice (mg/l)	0.38	7.55
Sulfato (mg/l)	25.3	78.8
Cloruro (mg/l)	35.5	55.6
Alc (mg/l $CaCO_3$)	77.0	109.4
Peso seco (g/l)	0.11	2.32
Clorof a (mg/m^3)	0.21	1.75

Las microalgas encontradas (Tabla II) son muy comunes en un amplio espectro de ecosistemas de agua dulce, apareciendo incluso en charcos, como Nitzschia palea (GERMAIN, 1981). Las diatomeas bentónicas como Gomphonema angustatum, Cyclotella glomerata y posiblemente Melosira sp. deben tener su sustrato en el carrizo y las Charáceas que se encuentran en lo que fue el canal de drenaje, que cruza toda la laguna, siendo su aparición en el plancton casual.

Debido a la poca profundidad de la laguna y a su desprotección frente a los vientos, la materia inorgánica en suspensión de carácter arcilloso no parece sedimentar nunca (siempre que ha sido visitada ha presentado el mismo aspecto) impidiendo así la penetración luminosa, que explicaría la escasez de microalgas y la baja concentración de clorofila a. Por todo ello, los datos que se ofrecen en la Tabla II deben considerarse con reservas, ya que pueden faltar especies que estuvieran presentes en la laguna en menor proporción, así como aquellas que por su tamaño o forma quedaran ocultas al observador por la gran cantidad de materia inorgánica contenida en las cubetas de sedimentación.

Las especies zooplanctónicas encontradas en la laguna de San Benito se ajustan a la asociación Mixodiaptometum incrassati descrita por Alonso (1985) en lagunas dulces temporales y turbias de la depresión Júcar-Segura. La comunidad zooplanctónica de San Benito está formada por dos especies de calanoides, Mixodiaptomus incrassatus especie típica de aguas fangosas de la región mediterránea occidental y Neolovenula alluaudi que es muy frecuente en el sur de España (ALONSO, 1985). Otras especies indicadoras según el autor anterior son los cladóceros Daphnia atkinsoni y Moina brachiata y el cyclópido Metacyclops minutus que también se encuentran en las estepas españolas.

La sucesión depende fundamentalmente del ciclo hídrico, el cual queda reflejado en la Tabla III, donde se ha asumido que los individuos juveniles de cyclópido pertenecen a la misma especie que los adultos encontrados en la fecha correspondiente.

Tabla II. Especies de microalgas más frecuentes en la laguna temporal de San Benito, haciendo constar su frecuencia en porcentaje respecto del total de individuos.
Most frequent microalgae species from temporary pond San Benito, with their frequency as percentage relative to total phytoplankton.

ESPECIES	9-Ag	24-Ag	20-Sp	9-Oc	23-Nv	21-Dc	25-En
Cloroficeas							
Scenedesmus quadricauda	36	4	0	0	0	0	0
Oocystys sp.	0	0	0	20	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	5	25	60	0	0	52
Chlorogonium ellongatum	9	0	0	0	0	0	0
Chlorella sp.	0	2	0	0	0	0	0
Diatomeas							
Gomphonema angustatum	0	37	0	0	30	0	12
Nitzschia palea	9	40	25	20	10	60	6
Cyclotella glomerata	27	0	10	0	0	0	0
Cymbella ventricosa	0	5	25	0	10	0	0
Melosira sp.	0	0	0	0	20	20	0
Fragilaria construens	0	0	0	0	0	0	12
Cryptofíceas							
Cryptomonas spp.	19	5	15	0	20	0	0
Euglenoficeas							
Trachellomonas sp.	0	0	0	0	0	20	12

Resulta evidente que se trata de una laguna de agua dulce sin aportes de nutrientes, como lo demuestran sus bajas concentraciones. Debido a ello, y a la gran cantidad de materia inorgánica suspendida, la biomasa algal es insignificante, siendo sus componentes especies cosmopolitas y no las que cabría esperar como colonizadoras de un ecosistema de agua dulce de reciente formación (MARGALEF, 1982). Sin embargo, el zooplancton se encuentra en gran abundancia dominando los crustáceos frente a los rotíferos en todos los muestreos siendo su composición específica de este tipo de lagunas.

Tabla III. Comparación de la variación anual de la composición del zooplancton en % de las muestras de red en la laguna de San Benito. Comparison of the annual variation of the zooplankton composition in % of net samples in San Benito pond.

ESPECIES	16-Fb	9-Ag	24-Ag	20-Sp	9-Oc	23-Nv	21-Dc	25-En
Rotiferos:								
Brachionus urceolaris				3.8				
Notholca acuminata							0.1	
Lophocharis salpina	0.1							
Lepadella patella	0.1	0.37	3.5					
Lecane luna			0.1					
Lecane closterocerca			0.1			1.0		
Synchaeta sp.	0.4							
Polyarthra platyptera		24.9	0.1					
Testudinella patina	0.1							
Hexarthra mira		1.9	1.8	0.1				
Bdelloidea	0.1		1.8					
Crustaceos:								
Acanthocyclops vernalis	83.5							1.3
Metacyclops minutus		66.1	75	7.7	10.3	5.1		
Neolovenula alluaudi		0.1	0.1	3.8	16.9	49.5	15.8	46.7
Mixodiaptomus incrasatus	2.4			47.3	65.8	40.1	68.1	46.0
Daphnia magna		0.1	12.5	3.8	0.1			
Daphnia atkinsoni	1.6			3.8	6.9	3.1	0.1	1.3
Moina brachiata		6.3	1.8	28.1	0.1			
Alona rectangula						1.0	3.2	4.0
Chydorus sphaericus	2.4							
Triops cancriformis		0.1						
Ostracodos	6.4		0.1	0.1	0.1		12.9	0.7
Otros:								
Nematodos	0.1		1.8					
Arcella sp.		0.3	1.8					

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, M. 1985. Lagunas españolas. Tesis doctoral. Fac. Biología. Barcelona. 795 págs.

ARMENGOL, J., M. ESTRADA, A. GUISET, R. MARGALEF, M.D. PLANAS, J. TOJA y F. VALLESPINOS. 1975. Observaciones limnológicas en las lagunas de La Mancha. Bol. Est. Central Ecol. 8:11-27.

FELIU CASTELLA, A. 1972. La laguna de San Benito (Valencia-Albacete). Saitabi, Rev. Fac. Filosofía y Letras. Univ. Valencia. XII:201-211.

GERMAIN, H. 1981. Flore des diatomées. Société nouvelle des éditions Boubée. Paris. 444 págs.

MARFIR, R., E.P. BERMEJO y J.A. de la PEÑA. 1975. Sedimentación salina actual en las lagunas de Corral-Rubio y La Higuera (Albacete). Est. Geol. 31:543-553.

MARGALEF, R. 1982. Ecología. Omega. Barcelona. 951 págs.

MARGALEF, R., D. PLANAS, J. ARMENGOL, A. VIDAL, N. PRAT, A. GUISET, J. TOJA y M. ESTRADA. 1976. Limnología de los embalses españoles. Dir. Gral. Obr. Hidrául. MOPU. 422 págs.

ORDOÑEZ, S., M.A. GARCIA y R. MARFIR. 1973. Sedimentación actual: la laguna de Pétrola (Albacete). Est. Geol. 29:367-377.

STAINTON, M.P., M.J. CAPEL, Y F.A.J. ARMSTRONG. 1977. The chemical analysis of fresh water. Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ. 25:180 p.

WETZEL, R.G. 1981. Limnología. Omega. Barcelona. 679 págs.

MOVILIZACION DE NITROGENO EN LOS ARROZALES:INTERACCION SEDIMENTO-AGUA DURANTE LA INUNDACION.

Elisenda FORES y Francesc SABATER.Departament d'Ecologia.Facultat de Biologia. Universitat Barcelona.Diagonal 645.Barcelona.

Palabras clave:Arrozales,nitrogeno,sedimento.

SUMMARY

NITROGEN MOBILIZATION IN RICEFIELDS: INTERACTION SEDIMENT-WATER DURING INUNDATION.

Key words: ricefields, nitrogen,sediment.

In this work, the mobilization of nitrogen from sediment was studied during the ricefields inundation.

An experimental design in laboratory was carried out in order to evaluate the release of nitrogen as ammonium, nitrites and nitrates from ricefields sediment before the harvest. The obtained results show that the mineralization of the rice straw, incorporated in the sediment after the harvest, explains 0.21% of NH_4^+ - N and 47.12% of NO_3^- - N that were present in the water during the first days of the ricefields inundation.

The release of NH_4^+ - N to water is related with the amount of nitrogen in the sediment from the basal application of fertilizer and the release of NO_3^- - N is mainly related to the mineralization of the rice straw incorporated after the harvest.

INTRODUCCION

Los arrozales son agroecosistemas donde la productividad está regulada por el aporte de energía externa en forma de abono y aplicación de biocidas para eliminar a los competidores del arroz.

De todos los elementos nutritivos,el nitrógeno es el que consigue incrementos más notables de dicha productividad (MURAYAMA,1979;PATNAIK & RAO,1979;STANGEL (1979).Cuantitativamente,el aporte externo más importante de este elemento es el abonado de fondo,que se entierra en el sedimento antes de la inundación (fig.1).Una práctica agrícola bastante extendida consiste en enterrar la paja de arroz (KAI & WADA,1979) una vez finalizada la cosecha y vaciados los campos.Se ha demostrado que en los arrozales, la descomposición de la materia orgánica en el sedimento puede suministrar del 50 al 80% del nitrógeno total requerido por la planta (BROADBENT,1979; MURAYAMA,1979;KOYAMA,1981).La descomposición de la paja incorporada tiene lugar durante la fase invernal,cuando los arrozales permanecen secos.Una parte de los nutrientes liberados pude aprovecharse durante el cultivo.El resto puede disolverse en el agua de inundación o bien permanecer inmovilizado en el sedimento.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 127-134

La liberación de nitrógeno del sedimento se produce generalmente en forma de amonio (BREZONIC,1972;FOCHT,1979;MIKKELSEN & DEDATTA,1979; VALIELA,1984) siendo resultado de procesos complejos,tanto biológicos (mineralización de la materia orgánica) como físico-químicos (desorción, etc.) por lo que los factores que intervienen en su regulación son variados: temperatura,que influye en las tasas metabólicas de los organismos,condiciones redox,pH,corrientes de turbulencia,bioturbación y fundamentalmente las características del propio sedimento.En experiencias de laboratorio se ha demostrado que los procesos físico-químicos tienen mayor importancia durante las primeras horas de incubación,mientras los biológicos (descomposición asimilación) son más lentos (BREZONIK,1972;KOYAMA,1981).Como resultado de procesos de nitrificación puede acumularse nitrógeno en forma de nitratos en el sedimento (STANDFORD & EPSTEIN 1974;SMITH,1979).

En este trabajo se discute la importancia del proceso de liberación de nitrógeno del sedimento durante la inundación de los campos,relacionando lo con el aprovechamiento del abono de fondo y el de los nutrientes procedentes de la paja enterrada.

MATERIAL Y METODOS.

El sedimento empleado en la experiencia de laboratorio se recolectó en un arrozal del Delta del Ebro cercano a la laguna de l'Encanyissada, durante el mes de Abril (1986) previamente a la aplicación del abonado de fondo.En la figura 1 pueden observarse las épocas en que tienen lugar algunas de las prácticas agrícolas habituales en dicho arrozal.

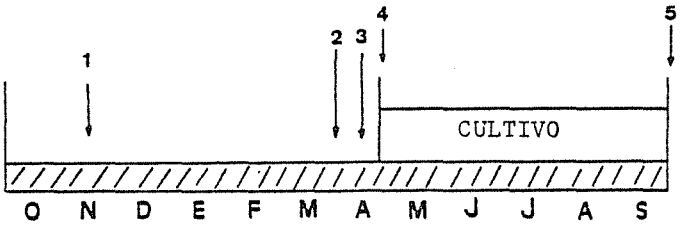


Figura 1.- Esquema que representa la época de recolección de la muestra en relación a algunas de las prácticas agrícolas realizadas en el arrozal estudiado.1: Incorporación de la paja. 2:Recolección de la muestra.3:Incorporación del abonado de fondo. 4: Inundación del campo. 5: Cosecha. Scheme showing at the moment to take the sample and some agricultural practices in the studied ricefield.1:rice straw incorporation.2:recolection of the sample.3:basal application of fertilizer .4:field innundation.5:harvest.

El diseño experimental de la experiencia se esquematiza en la tabla 1.El análisis del contenido en amonio ($N-NH_4^+$)nitratos ($N-NO_3^-$) y nitritos ($N-NO_2^-$) se realizó con un autoanalizador Technicon,por duplicado de cada tubo (Standard Methods,1980,modificado para amonio;Technicon 1978).Las muestras se conservaron congeladas desde la extracción hasta su posterior análisis.Las incubaciones se llevaron a cabo en la oscuridad y a una tempe

ratura de 20°C a fin de homogeneizar las condiciones.Paralelamente se calculó la proporción de materia orgánica del sedimento calcinandolo hasta peso constante (12 horas a 540°C) y calculando la disminución de peso.

RESULTADOS.

En las figuras 2 a 4 aparecen representados los resultados obtenidos

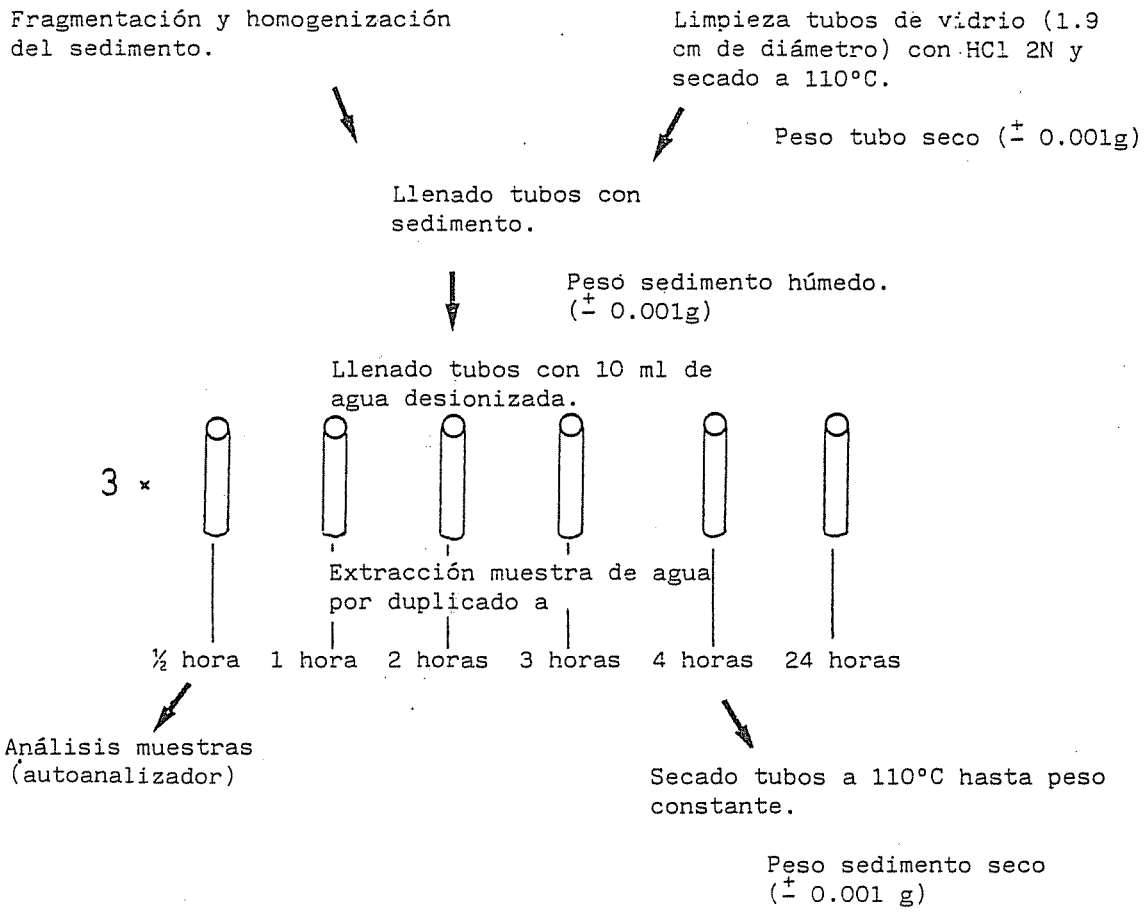


Tabla 1.- Esquema que representa el diseño experimental de la experiencia.
Scheme showing the experimental design

considerando el nitrógeno liberado en forma de amonio,nitritos y nitratos respectivamente.Se observan grandes diferencias entre réplicas no solo entre tubos sino también dentro del mismo tubo.Las variaciones observadas hacen que los valores de las cuatro primeras horas para amonio y nitritos y de la primera a la cuarta para nitratos,no presenten diferencias significativas entre si.

Para $N-NH_4^+$ los resultados referidos a gramo de sedimento seco (gps) oscilaron entre 128.8 y 150.4 pg N/gps disminuyendo a 87.7 pg N/gps a las 24 horas de incubación.Expresadas por unidad de superfície,las concentraciones fueron de 0.45 a 0.53 mg N/m^2 durante las primeras cuatro horas y de 0.31 mg N/m^2 a las 24 horas.

Para $N-NO_2^-$ las concentraciones referidas a gramo de sedimento seco están comprendidas entre 5.02 y 10.81 pg N/gps durante las primeras 4 horas de incubación incrementandose hasta 332.8 pg N/gps a las 24 horas.Expresadas por unidad de superfície, las concentraciones oscilaron entre 0.041 y 0.099 mg N/m^2 durante las primeras cuatro horas y de 5.19 mg N/m^2 a las 24 horas de incubación.

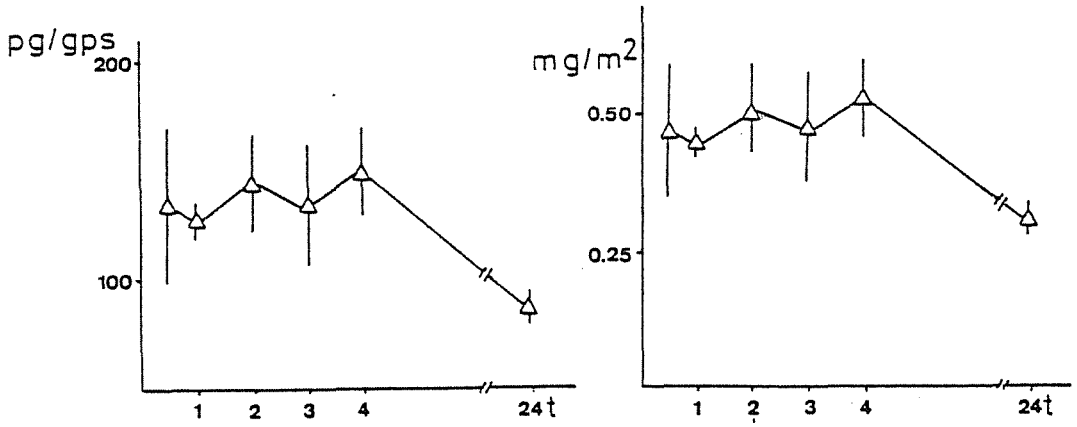


Figura 2.-Concentraciones de $N-NH_4^+$ en el interior de los tubos de incuba durante 24 horas.Variations in the amount of NH_4^+- N inside the incubation tubes during 24h.

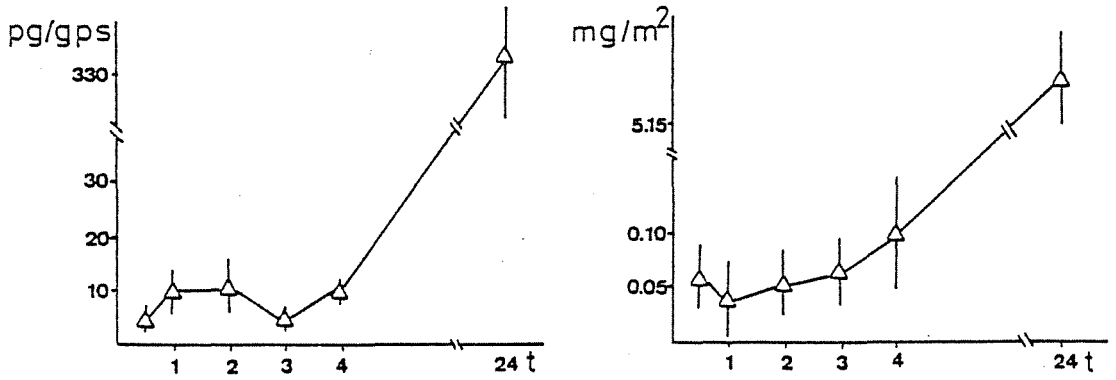


Figura 3.- Concentración de $N-NO_2^-$ en el interior de los tubos de incubacion durante 24 horas. Variations in the amount of NO_2^--N inside the incubation tubes.during 24h.

Las concentraciones de $N\text{-}NO_3^-$ fueron las más elevadas de las observadas con valores comprendidos entre 6.37 y 14.37 µg N/gps durante las primeras 4 horas de incubación.La máxima concentración (41.86 µg N/gps) se observó a las 24 horas.Expresadas por unidad de superfície se observaron concentraciones entre 76.58 y 155.93 mg N/m^2 a las cuatro primeras horas de incubación y de 650.48 mg N/m^2 a las 24 horas.

Se calculó el contenido hídrico del sedimento en un 18.44 ± 0.24% (n=18) y el de materia organica en 8.56 ±1.17% (n=7).

En condiciones naturales,el campo de donde se extrajo la muestra se inunda con agua procedente del Canal de la Derecha del rio Ebro, con

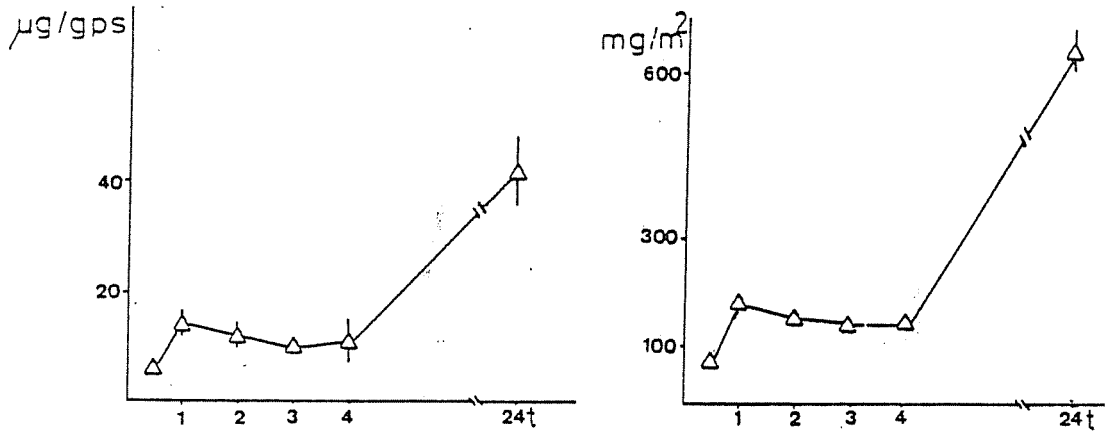


Figura 4.- Concentración de $N\text{-}NO_3^-$ en el interior de los tubos de incubación durante 24 horas.Variations in the amount of NO_3^--N inside the incubation tubes during 24h.

elevadas concentraciones de nitratos (75 µM) y amonio (23 µM).Durante el primer dia de inundación (23 Abril) se observaron concentraciones de 109 ±13.2 µM $N\text{-}NH_4^+$, 50.87± 2.6 µM $N\text{-}NO_2^-$, y 193.5 ±17.6 µM $N\text{-}NO_3^-$.(n=3)Cabe recordar que a dicho campo se le incorporó la paja a finales de Octubre y el abonado de fondo a finales de Abril antes de la inundación.

DISCUSION.

De los resultados expuestos puede interpretarse que la inundación del sedimento de los arrozales antes de la incorporación del abonado de fondo provoca la liberación de nitrógeno en forma de nitratos,principalmente.Dicha liberación debe ser física puesto que es inmediata:se ha totalizado a la ½ hora para el nitrógeno en forma de nitritos y amonio y al cabo de una hora en el caso de los nitratos.Probablemente se trata de un proceso de desorción.Para el amonio podrían intervenir procesos de solubilización de los complejos hierro-amonio (MORTIMER,1941;1942),ya que los minerales que contienen hierro son abundantes en los arrozales,especialmente en forma de estregnita (PATRIK et al,1973).

Cabe destacar la gran variación que muestran las réplicas, en parte resultado de la heterogeneidad espacial del campo.Según NIXON (1981) las variaciones observadas en los valores de los flujos de varios autores, son una condición de la naturaleza,más que un error en las medidas. Dicha variación hace que las observaciones desde el inicio hasta la cuarta hora de incubación para amonio y nitritos y de la primera a la cuarta para nitratos no muestren diferencias significativas entre si y pueda considerarse el flujo neto de nitrógeno como el promedio de dichas observaciones. Si consideramos los resultados obtenidos,durante la inundación de los campos se solubilizarían 5g de $N-NH_4^+$/ha y 1750g de $N-NO_3^-$/ha procedentes de la mineralización de la paja.El agua que inunda los arrozales explicaría 644g $N-NH_4^+$/ha y 2100g$N-NO_3^-$/ha de los 3052g $N-NH_4^+$/ha y 5432g $N-NO_3^-$/ha observados "in situ".La diferencia entre estos valores debe explicarse por la redisolución a partir del sedimento. El origen del nitrógeno del sedimento es el abonado de fondo depositado previamente a la inundación 25.8 Kg $N-NO_2^-$, 25.8 Kg $N-NH_4^+$) y el que proviene de la mineralización de la paja depositada al final de la cosecha (Fig.1).Con nuestros resultados este último proceso explicaría el 0.21% y el 47.12% del nitrogeno en forma de amonio y nitratos presentes en el agua de los arrozales durante el primer dia de la inundación.

Si consideramos que la liberación de nitrógeno al agua de inundación guarda relación con la cantidad de nitrógeno en el sedimento,podemos deducir que el aporte de nitrógeno de la paja enterrada es importante.El contenido en materia orgánica del sedimento empleado en la experiencia no es demasiado elevado (8.56%) lo cual indicaría una importante descomposición de la paja incorporada.Cabe considerar además,que esta materia orgánica es la más resistente, ya que la más fácilmente degradable ha sido mineralizada por los microorganismos heterotróficos abundantes en los arrozales (MARUMOTO,1984).

KAI & KAWAGUSHI (1977) han demostrado que la mayor parte del nitrógeno de la paja enterrada es mineralizado durante las seis primeras semanas de incorporación.Después la mineralización se enlentece .El nitrogeno orgánico es convertido en primer lugar a amonio y posteriormente a nitratos por procesos de nitrificación. STANDFORD & EPSEIN (1944) señalan que dicho proceso es rápido, y la tasa de acumulación de nitratos es un buen indice de la mineralización de la materia orgánica.Cabe considerar que entre las formas de nitrógeno el arroz capta selectivamente amonio durante su crecimiento vegetativo y nitrato después de la aparición de la espiga. (MURTY,1981).Así pués, durante las primeras fases de crecimiento del arroz, este captaría preferentemente el amonio, que procede del abonado de fondo y solo después tomaría importancia para su metabolismo el nitrógeno aportado en forma de nitratos por la descomposición de la paja.

BIBLIOGRAFIA

BREZONIK,P.L.1972. Nitrogen sources and transformations in natural waters in:Nutrients in natural waters.Ed Allen & Kramer. New York-London-Toronto 457pp.

BROADBENT,F.E. 1979. Mineralization of organic nitrogen in paddy soils.In: Nitrogen and Rice. Ed IRRI. Los Baños-Laguna.Philippines.497pp.

FOCHT,D.D. 1979. Microbial kinetics of nitrogen losses in flooded soils.In: Nitrogen and rice.Ed.IRRI. Los Baños-Lagune. Philippines.497pp.

KAI,H.& T.KAWAGUSHI.1977.The inmobilization and release of nitrogen in soil and the chemical characteristics of nitrogen in those processes 315-325 in:Society of The Science of Soil and Manure. Japan Proceedings (intern seminar of SEFMIA) Tokyo-Japan.

KAI,H. & K.WADA. Chemical and biological inmobilization of nitrogen in paddy soils.In: Nitrogen and rice. Ed.IRRI. Los Baños-Laguna.Philippines. 497pp.

KOYAMA,T. 1981.The transformation and balance of nitrogen in Japanese paddy soils. Fertil. Res.2:261-278.

MARUMOTO,M. 1984. Mineralization of C and N from microbial biomass in paddy soil.Plant and Soil.76:165-173.

MIKKELSEN,A.S. & S.K. DEDATTA.1979. Ammonia volatization from wetland rice soils.In: Nitrogen and rice.Ed IRRI. Los Baños-Laguna.Philippines. 497pp.

MORTIMER,L.H.1941.The exchange of disolved substances between mud and water in lakes.I and II.J. Ecol.29:280-329.

MORTIMER,L.H. 1942. The exchange of disolved substances between mud and water in lakes.III and IV. J. Ecol. 30:147-201.

MURAYAMA,N.1979.The importance of nitrogen for rice production.In:Nitrogen and rice.Ed.IRRI. Los Baños-Laguna.Philippines.497pp.

MURTY,L. 1981. The mineral nutrition of wetland rice.Int. J. Ecol.Environ. Sci.7:109-115.

NIXON, .1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems.In: Estuaries and nutrients.Ed. The Humana Press.

PATNAIK,S. & M.V. RAO.1979.Sources of nitrogen for rice production.In: Nitrogen and rice. Ed.IRRI. Los Baños-Laguna. Philippines.497pp.

PATRICK Jr,W.H. & B.G GOTOH.1973. Stregnite dissolution in flooded soils and sediment. Science.170:564-565.

Standard Methods for the examination of water and wastewater 1980. New York-Washington APHA. 15th ed. 1134pp.

STANDFORD,G & E.EPSTEIN.1974. Nitrogen mineralization-water relations in soils. Soil Science Society of America Proceedings 38:103-107.

STANGEL,P.J. 1979. Nitrogen requirement and adequacy of supply for rice production.In: Nitrogen and rice. Ed. IRRI. Los Baños-Laguna. Philippines. 497pp.

SMITH,O.L. 1979. Application of a model of the decomposition of soil orga nic matter. Soil Biol Bioch. 11:607-618.

Technicon Industrial Systems (1978).Nitrate and nitrite in water and waste water. Technicon Industrial Methods 100-70W/B. Tanytown-New York.

VALIELA,I. 1984. Marine Ecological Processes.Ed Springer-Verlag.New York 546 pp.

MACROFITOS ACUÁTICOS DE LA LAGUNA COSTERA DE EL PORTIL (HUELVA)

Susana ENRIQUEZ[1], Pablo GARCIA MURILLO[2], Carlos MONTES[1] & Juan A. AMAT[3].

1.Dpto. Ecología. F. Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
2.Dpto. Botánica. F. Farmacia. Universidad de Sevilla.
3.Unidad de Ecología y Etología. Estación Biológica de Doñana. Sevilla.

Palabras clave: Aguas salobres, Macrófitos acuáticos, lagunas costeras.

SUMMARY

AQUATIC MACROPHYTES IN "EL PORTIL" COASTAL LAGOON (SW SPAIN)

Key words: brackish water, aquatic macrophytes, coastal lagoon.

Specific composition and spatial structure of macrophytes communities in a coastal lagoon on the western of Guadalquivir depression were studied.

Myriophyllum spicatum L. and Potamogeton pectinatus L. are quantitatively the most important submerged macrophytes. Both growing in dense stands covering, practically, the whole water surface of the lagoon. Differences in water depth and their relation with water turbidity are the most important environmental factor determining vegetation spatial patterns. The species composition found are comparable with diluted areas of other mediterranean coastal lagoons.

INTRODUCCION

Dentro de los sistemas morfológicos costeros que comprenden el extremo occidental de la Depresión del Guadalquivir los ambientes sedimentarios de tipo eólico forman, mediante el enterramiento de antiguos cauces fluviales por frentes dunares activos, lagunas litorales tan interesantes como las de El Portil, Las Madres, Primera de Palos, Las Jaras, De La Mujer o Las Barreras (IGME, 1975; DABRIO et al. 1980).

La mayoría de estas unidades paisajísticas se encuentran en un precario estado de conservación y tan sólo la laguna de El Portil (la más importante junto con la turbera de Las Madres) ha quedado relativamente fuera del rápido e intenso proceso de degradación ambiental que sufre todo el Golfo de Cádiz.

A pesar de que los macrófitos acuáticos constituyen un elemento esencial en el funcionamiento de los humedales de las costas españolas, se ha prestado muy poca atención al estudio de la composición, estructura, y factores ambientales que controlan sus comunidades . Tan sólo en algunas de nuestras lagunas costeras del Mediterráneo se han realizado estudios de carácter limnológico de esta taxocenosis (FERRER & COMIN, 1979; COMIN & FERRER, 1979; MARGALEF MIR, 1981). Para la laguna de El Portil existen solamente algunos trabajos taxonómicos y notas

corológicas en donde SILVESTRE (1980), SILVESTRE & CABEZUDO (1980) y TALAVERA et al. (1986) citaron algunas especies de macrófitos acuáticos. FUREST & TOJA (1984) midieron algunos parámetros físico-químicos de sus aguas.

El objetivo de este estudio es analizar la composición específica y organización espacial de la comunidad de macrófitos acuáticos que viven en la laguna de El Portil, poniendo un especial énfasis en las especies limnófitas y pleuston que se desarrollan en los fondos y superficie de sus aguas.

DESCRIPCION GENERAL DE LA LAGUNA

La laguna de El Portil constituye junto con la laguna de Sta. Olalla y parte de la laguna de Las Madres, los únicos ecosistemas palustres próximos a la costa española del Golfo de Cádiz que mantienen un considerable volumen de agua durante todo el año. Situada en el S.W. de la provincia de Huelva entre la desembocadura del río Piedras y las marismas del Odiel y Tinto (fig. 1) posee una superficie de 15,4 ha. y una profundidad máxima durante el período de mayor inundación de 1,75 m.; media= 0,83 m.(primavera 1982).

Se asienta sobre una depresión excavada por dos antiguos cauces cuyo estuario fue cegado por un manto eólico litoral. En la actualidad la laguna tiene cerrada su libre comunicación con el mar y el carácter permanente de sus aguas se debe a que su cubeta constituye una zona de descarga del acuífero dunar asociado. El nivel de sus aguas es altamente fluctuante con oscilaciones anuales medias en sus orillas de 10,15 m. de amplitud (ciclo 1981/82). Abril-Mayo es el período de máxima carga y Octubre-Noviembre la mínima. El clima de la zona (fig. 1) es de tipo mediterráneo térmico con influencia atlántica (RUBIO, 1985).

En la tabla I se expresan los valores de algunos parámetros físico-químicos medidos en la superficie de sus aguas durante tres períodos de su ciclo anual.

TABLA I. Rangos de variación de algunos parámetros físico-químicos en las aguas de la laguna de El Portil para tres períodos del año.
Range of values throughout the year of some physico-chemical parameters in the waters in the El Portil lagoon.

PARAMETRO	INVIERNO [b]	PRIMAVERA [c]	VERANO-OTOÑO [d]
Profundidad máxima.	1,3	1,75	1,0
Temperatura máx. del agua ºC	15	22	28
Temperatura mín. del agua ºC	10	14	21
Transparencia[a] (cm.)	60 -70	total	40 -50
pH	7 - 8,7	7,8-10	8 - 9,2
Conductividad $mS.cm^{-1}$	1,7- 2,1	2,1- 2,5	3,0- 9,8
Clorinidad ‰	0,5- 0,7	0,6- 0,7	0,8- 1,8
Alcalinidad $meq.l^{-1}$	3,2- 6,4	4,1- 5,3	6,5- 7,3
Oxígeno disuelto $mg.l^{-1}$	10 -12,2	11 -13,3	6,1-10
Fosfatos μg at l^{-1}	0,85-1,1	0,36-4,8	2,4- 9,8
Clorofila "a" mg. m^{-3}	0,53-3,3	1,5- 3,5	10,8-53,8

a: medida del disco de Secchi. b: 3-I-82
c: 7-IV-82. d: 19-VII-82

El quimismo de sus aguas coincide con el de los sistemas acuáticos litorales del Mediterráneo de mineralización baja (MIRACLE, 1982; LOPEZ, 1981). Posee una heterogeneidad espacio-temporal moderada e íntimamente ligada con el nivel de sus aguas. Durante el período de mínima inundación se establecen algunos gradientes orilla-centro y superficie-fondo. El grado de mineralización de sus aguas oscila desde β-mixo-oligohalinas hasta α-mixo-oligohalinas (sensu Symposium of Venice; Anónimo 1958) en algunos puntos de la laguna.

Sus fondos se encuentran cubiertos de una espesa capa de sedimento orgánico finamente dividido de hasta 35 cm. de espesor y resultado de la elevada producción del sistema.

En la actualidad la laguna recibe de una forma esporádica (Julio-Septiembre) las aguas negras de varios asentamientos turísticos adyacentes.

Las comunidades vegetales que rodean a la laguna reflejan las diferentes unidades estructurales que conforman su cuenca: playa, manto dunar, arenas pliocuaternarias y terraza fluvio-marina. Fundamentalmente se encuentra rodeada de un pinar-sabinar de Pinus pinea L. y Juniperus phoenicea L. subsp. turbinata (Guss) Nyman en el que encontramos un sotobosque de matorral xerofítico con algunas especies psammófilas que probablemente tenga su origen en la degeneración del antiguo sabinar costero que ocupaba la zona, similar al que describen RIVAS et al (1980) para el área de Doñana. También estas unidades estructurales junto con el contenido en materia orgánica de los suelos conforman en las orillas de la laguna un mosaico de pastizales. Encontramos densos gramales (Cynodon dactylon (L.)Pers.) junto con Panicum repens L., Trifolium campestre Schreber Trifolium resupinatum L. ,Briza minor L. ,Scorpiurus vermiculatus L. entre otras.

MÈTODOS

La laguna fue estudiada estacionalmente durante el ciclo 1981/82 y en Noviembre de 1986. Se recogieron muestras de agua y de organismos del plancton y bentos en 11 puntos de la laguna. La distribución de la vegetación acuática sumergida fue registrada en cada visita estimando la cobertura de cada especie utilizando un cuadrado de 50x50 cm, en una serie de transectos desde la orilla al centro de la laguna.

RESULTADOS

CATALOGO DE ESPECIES

El cinturón de helófitos que se desarrolla en las orillas de la laguna está formado por las especies: Juncus acutus L., J. bufonius L., J. maritimus L., Scirpus holoschoenus L., S. lacustris L., S. maritimus L., S.uninodis (Delille) Bois y Typha domingensis (Pers.) Steudel.

La mayoría de estas especies son subcosmopolitas y se encuentran repartidas por las áreas encharcadizas de la zona templada. La profundidad de la capa freática y la composición y concentración iónica del agua controlan la estructura de sus poblaciones. Hay que destacar la presencia de Scirpus uninodis (Delille) Bois, especie muy rara de origen norteafricano que encuentra en la laguna su única localidad andaluza (SILVESTRE & CABEZUDO, 1980).

Chara aspera Deth.

Coloniza las orillas de la laguna desde finales de Febrero hasta Junio. Es una especie ampliamente repartida por el territorio español en masas de agua permanentes, más o menos mineralizadas (ALONSO & COMELLES, 1984).

Chara connivens Salz. ex Br.

Forma poblaciones mixtas durante el mismo período con la especie anterior.

COMELLES (1985) la asocia a charcas grandes de aguas neutras. Era conocida de Doñana y otras áreas del Bajo Guadalquivir (CORILLON, 1961).

Myriophyllum spicatum L.

De las dos especies (M. spicatum L. y M. alterniflorus D.C.) que se encuentran en los ambientes acuáticos próximos a la laguna (RIVAS MARTINEZ et al. 1980) sólo la primera vive en sus aguas cubriendo grandes superficies.

Es una planta vivaz, con varios niveles de ploidía (SILVESTRE, 1980). Cosmopolita, vive en aguas quietas, profundas y alcalinas. Es hermafrodita y posee un gran potencial reproductivo por lo que forma densas poblaciones de gran cobertura. Se la considera una mala hierba.

En la laguna se puede encontrar con flores desde Abril a Septiembre y con frutos hasta Diciembre.

Najas marina L.

No había sido citada en la provincia de Huelva, aunque se conocía su existencia en algunas localidades (Hinojos, S. Talavera com. pers. ; Doñana obs. pers.). En Andalucía estaba registrada en Almería, (MARGALER MIR, 1981), Córdoba y Cádiz (AMAT, 1981). Es una planta perenne, dioica y distribuída por casi todo el mundo. Vive en aguas permanentes, alcalinas y tolera valores considerables de salinidad. Es característica la aparición y desaparición fugaz de poblaciones de esta especie en ambientes costeros e interiores (CIRUJANO & LOPEZ ALBERCA, 1984).

Sus semillas pueden constituir una importante fuente de alimentos para varias especies de anátidas migratorias, en especial para el pato real (Anas platyrhynchos) dispersándolas a grandes distancias (AGAMI & WAISEL, 1986). La colonización de una masa de agua por poblaciones de un sólo sexo traería consigo su desaparición a medio plazo. En la laguna de El Portil esta especie apareció en el año 1986.

Se han encontrado flores y frutos durante el mes de Agosto.

Potamogeton pectinatus L.

Constituye la especie más cosmopolita y eurioica del género Potamogeton y en general de todo los espermatófitos acuáticos. Es una planta perenne, poliploide de una gran plasticidad fenotípica y al igual de M. spicatum L. es considerada una mala hierba por poseer un gran potencial reproductivo (semillas, turiones, fragmentación de tallos y rizomas). Estas adaptaciones le permiten resistir las condiciones ambientales más adversas formando densas poblaciones (VAN WIJK, 1986) aunque no es muy tolerante a la desecación (VIERSSEN & VERHOEVEN, 1983).

En la laguna florece desde Mayo hasta Julio y se pueden encontrar frutos hasta principios de Septiembre. Una vez fructificada la planta pierde sus partes fotosintéticas.

Potamogeton lucens L.

Es una especie relativamente rara en la Península Ibérica. En Andalucía está citada en el Parque Nacional de Doñana (CABEZUDO & GALIANO, 1976; RIVAS MARTINEZ et al., 1980) y algunas lagunas periféricas (AMAT, 1981). Ha sido recolectada varias veces en la laguna de El Portil durante los años 1978/79 aunque en la actualidad no se ha vuelto a encontrar. Lo mismo ha ocurrido en lagunas próximas como en la de Moguer y en el Arroyo de la Rocina, siendo actualmente la de la laguna del Sopetón la única población estable. HUTCHINSON (1975) señala que esta especie al igual que P. pectinatus L. forma grandes bancos de semillas que se mantienen en dormancia durante varios años. Prefiere aguas tranquilas y profundas.

Zannichellia obtusifolia Talavera, García & Smit.

Esta nueva especie ha sido confundida durante muchos años con Z. peltata Bertol (TALAVERA et al. 1986). Es una planta anual y característica de las aguas moderadamente salinas y salobres del Oeste de Francia, S.W. de la Península

Ibérica y Norte de Africa.

En la laguna, se ha encontrado con flores durante el mes de Mayo y desaparece a partir de los primeros días de Julio.

Ranunculus peltatus Schrank. **subsp. peltatus**

Planta distribuida en el Centro y Oeste de Europa. Se encuentra abundantemente en primavera por todas las orillas de la laguna formando grandes rodales, en donde es posible que conviva con la subsp. baudotii (Godron) C.D.K., taxón este último muy frecuente en la zona y más resistente a la mineralización y eutrofización del agua.

Wolffia arrhiza L.

La laguna de El Portil es la única localidad de Andalucía occidental en donde se ha encontrado esta planta hasta la fecha.

Al ser la angiosperma más pequeña de Europa (1 mm. de diámetro), es posible que pase desapercibida y tal vez sea más común de lo que las citas sugieren.

Lemna gibba L.

Ha sido observada en la zona de eneales de la laguna durante el año 1982. Es una especie muy común en ambientes altamente eutrofizados.

ESTRUCTURA ESPACIAL DE LA COMUNIDAD DE MACROFITOS.

En la figura 2. se representa la distribución espacial de la cobertura de las especies de macrófitos más abundantes en la laguna durante el período de máxima inundación y el estiaje. Se ha excluído a Ranunculus peltatus del esquema del período de primavera con el objeto de no saturar la información, ya que se encuentra de forma más o menos contínua a lo largo de las orillas. Asímismo se indican los valores de clorinidad registrados en varias estaciones de muestreo durante los dos períodos.

La textura del sustrato, acúmulo de sedimentos, nivel de encharcamiento y morfología de sus orillas condicionan la estructura espacial de las poblaciones de helófitos. En la laguna las diferentes especies se distribuyen a modo de un mosaico más o menos heterogéneo. Typha domingensis es la especie dominante y ocupa las orillas de mayor desnivel y profundidad de sedimentos finos.

Con respecto a los macrófitos sumergidos, Potamogeton pectinatus y Myriophyllum spicatum son las especies más abundantes, cubriendo casi la totalidad de la superficie de la laguna en el período de máxima producción. Asímismo, son también los principales responsables durante la mayor parte del ciclo anual, a excepción del final de verano y otoño, de la producción primaria de la laguna (ver valores de clorofila "a" en Tabla I). Esto también puede comprobarse en la tabla II por los elevados valores de biomasa, típicos de sistemas litorales muy productivos (COMIN & FERRER, 1979).

TABLA II. Biomasa (gr. peso seco/m^2) de 3 especies de macrófitos sumergidos de la laguna de El Portil.
Biomass(gr/m^2 dry weight) of three macrophyte species in El Portil lagoon, in spring and summer-autumm.

ESPECIES	PRIMAVERA	VERANO-OTOÑO
Myriophyllum spicatum	256-312	83-197
Potamogeton pectinatus	298-639	105-167
[a]Najas marina	----	91-181

a:2-XI-86.

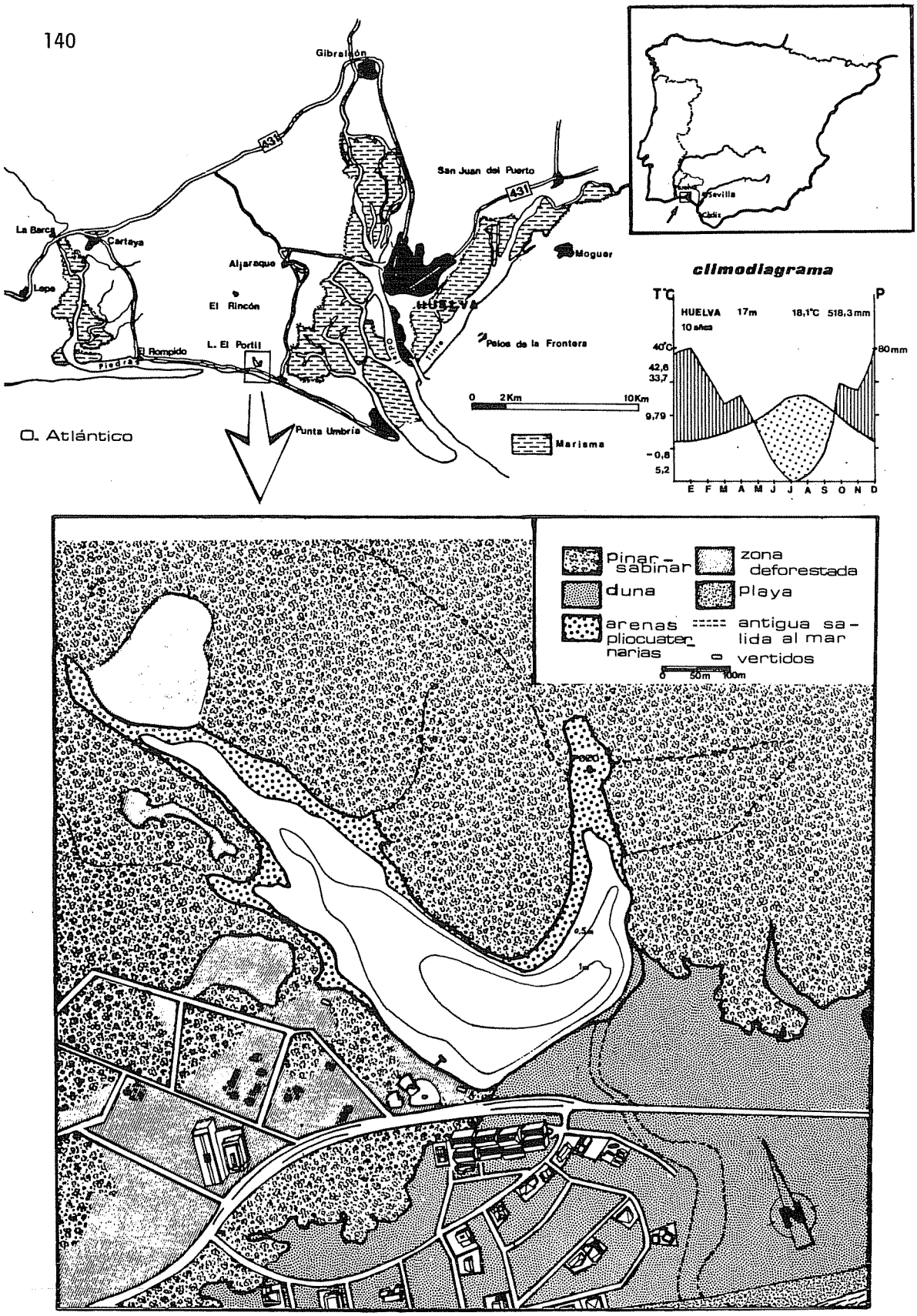


Figura 1. Localización de la zona de estudio. Para la caracterización del clima se ha representado el climodiagrama de Walter-Lieth con datos del observatorio de Huelva.
Map of study area.

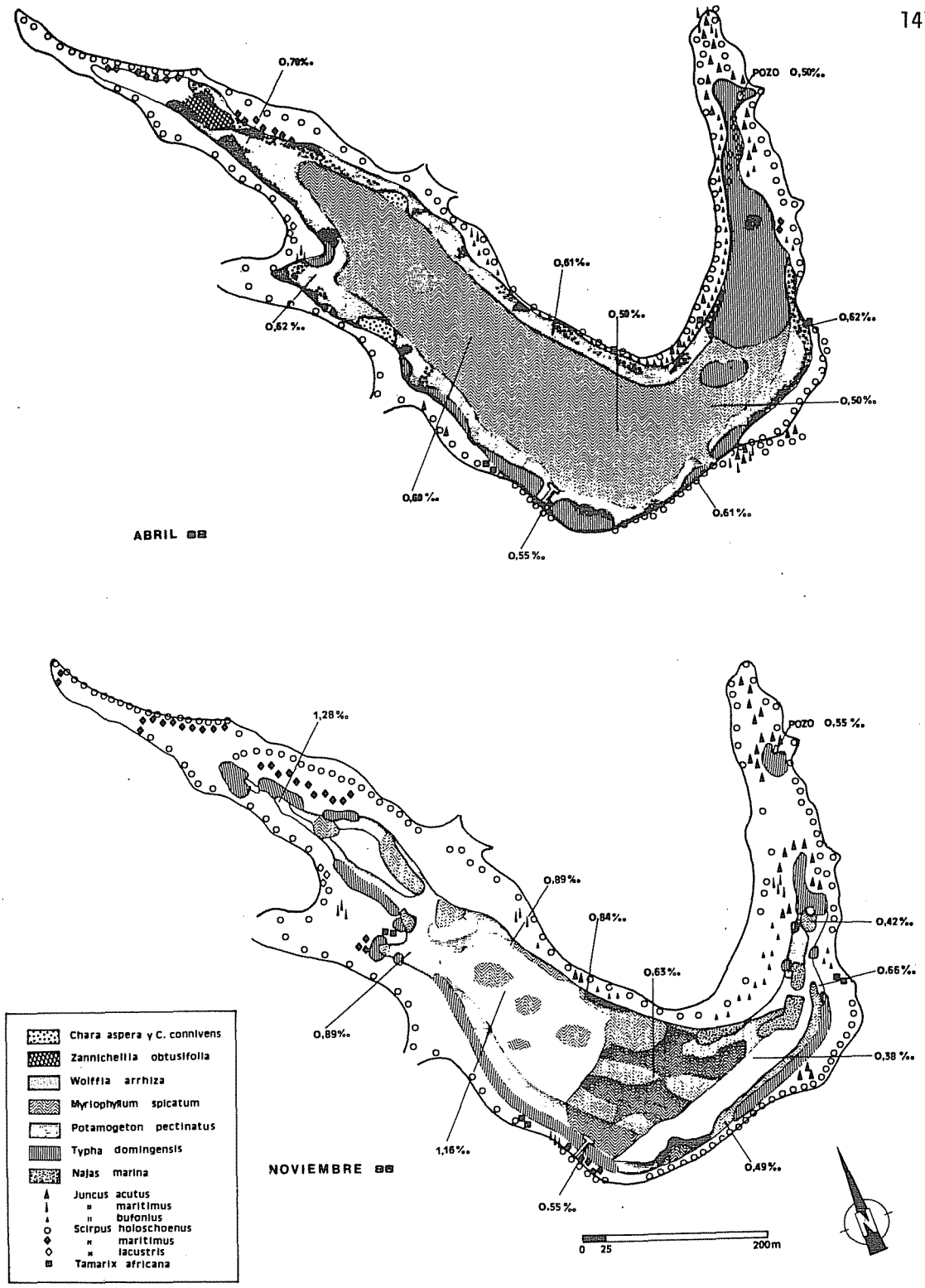


Figura 2. Distribución para el período de máxima y mínima inundación de las especies de macrófitos acuáticos mas abundantes en la laguna de El Portil. Así mismo se indica para ambos periodos los valores de clorinidad registrados en algunas estaciones de muestreo.

Distribution pattern of water plants and chlorinity values for some sampling station in the El Portil lagoon.

La permanencia de las aguas, composición iónica, la textura del sedimento, acumulación de materia orgánica , profundidad del agua, concentración de nutrientes, morfología de las orillas y sobre todo el gradiente de salinidad son los factores más importantes que se han relacionado con la composición y estructura de la comunidad de macrófitos acuáticos sumergidos para los sistemas costeros y del interior (HUTCHINSON, 1975; CASABIANCA, 1979; BARNES, 1980;HOWARD-WILLIAMS, 1980; MARGALEF MIR, 1981; MARGALEF, 1983; WETZEL, 1985; ANDERSON & KALFF, 1986).

En la laguna de El Portil por su carácter más o menos independiente del agua del mar la clorinidad no refleja oscilaciones espacio-temporales marcadas. Sólo durante el período de estiaje se produce un moderado gradiente desde el brazo Este al Oeste (fig. 2.), que no afecta a la distribución de las especies de macrófitos sumergidos dado el caracter eurialino de la mayoría de ellas (VERHOEVEN & VAN VIERSEN, 1978).

La profundidad y su relación con la penetración de la luz debido a la turbiedad de sus aguas (Tabla I.) podría ser el factor más importante que explicara la organización espacial de esta comunidad en la laguna. La isolínea de profundidad de 0,7-1 m. marca bastante bien la separación de la población de Myriophyllum spicatum del resto de especies. Este macrófito sitúa la mayor parte de sus tallos y hojas en la superficie de la zona más profunda de la laguna, mientras que los fondos de las orillas, con mayor luminosidad, son ocupadas por un denso cinturón de Potamogeton pectinatus entre el que se desarrollan manchas de Zannichellia obtusifolia, Najas marina, Chara aspera y Chara connivens.

DISCUSION

La comunidad de macrófitos sumergidos de la laguna de El Portil es muy similar a la de otros sistemas costeros más o menos independientes del mar y a las zonas más diluídas de las lagunas con libre cambio de las costas del Mediterráneo y Atlántico (CASABIANCA et al. 1973; VERHOEVEN, 1975; VERHOEVEN & VAN VIERSSEN, 1978; VAN VIERSSEN & VERHOEVEN, 1983). Son elementos física, química y biológicamente activos que controlan la estructura y funcionamiento de estos tipos de ecosistemas acuáticos (MCDERMIR & NAIMAN, 1983; ver Tabla I). La introducción de factores de tensión que incidan sobre esta comunidad desviará el sistema por vía detrítica hacia un ambiente forzado, en muchos casos similar a etapas pioneras de la colonización de masas de agua más o menos aisladas (BARNES, 1983). La conservación y gestión de estos medios debe ir encaminada a mantener la mayor riqueza de especies tanto sumergidas como flotantes ya que se traducirá en una mayor complejidad en la estructura trófica del sistema (DANELL & SJOBERG, 1982).

La escasez de medios acuáticos profundos de aguas permanentes a lo largo de todo el golfo de Cádiz le confiere a la laguna de El Portil un gran valor ambiental, fundamentalmente como reservorio de especies más o menos raras y algunas en peligro de extinción. De esta forma algunas especies de macrófitos sumergidos como Potamogeton trichioides Cham., P. polygonifolius Pourret, y Ceratophyllum demersum L. citadas como escasas en el área de Doñana (RIVAS MARTINEZ et al,1980) podrían desarrollarse en las aguas de la laguna. El tapiz de Myriophyllum spicatum mantiene la población andaluza más importante del cada vez mas raro Heteróptero acuático Ranatra linearis L. Potencialmente la laguna constituye un medio muy apropiado para la alimentación y reproducción de algunas especies de patos buceadores en peligro de extinción como la Malvasía (Oxyura leucocephala) y la Focha cornuda (Fulica cristata).

La inclusión de la laguna de El Portil dentro del Parque Natural de las Marismas del Odiel permitiría el desencadenamiento de medidas de protección que eliminaran los dos factores que actualmente inciden negativamente en el tapiz de macrófitos sumergidos de la laguna y por tanto en todo el sistema; la eutrofización de sus aguas por los vertidos de las urbanizaciones adyacentes y el desarrollo del cangrejo americano Procambarus clarkii recientemente introducido en la laguna. Es conocido que las aguas con condiciones hipertróficas o con densas poblaciones del cangrejo rojo de Louisiana no permiten el crecimiento de los macrófitos sumergidos (LOWERY & MENDES, 1977; VERHOEVEN, 1980).

AGRADECIMIENTOS.
Fernando Molina y Juan Carlos Rubio (A.M.A.)nos animaron a continuar estudiando la laguna. Fernando Moya nos prestó su ayuda en los analísis químicos y Pilar, Antonio, Fernando, Merche y Ana nos ayudaron desinteresadamente en la toma de las muestras.

BIBLIOGRAFIA.

AGAMI, M. & Y. WAISEL. (1986). The role of mallard ducks (Anas platyrhynchos) in distribution and germination of seeds of the submerged hydrophyte Najas marina L. Oecología 68: 473-475.

ALONSO, M. & M. COMELLES. (1984). A preliminary grouping of the small epicontinental water bodies in Spain distribution of Crustacea and Charophyta. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22:1699-1703.

AMAT, J.A. (1981). Ecología de las lagunas situadas en la periferia del Parque Nacional de Doñana. Fundación Juan March, 208 pp.

ANDERSON, M.R. & J. KALFF. (1986). Regulation of submerged aquatic plant. Distribution in a uniform area of a weed bed. J. ecol. 74(4): 953-962.

ANONIMO,(1958). The Venice System for the classification of marine waters according to salinity. Oikos, 9: 311-312.

BARNES, R.S.K. (1980).Coastal lagoons. Cambridge Univ. Press. 106 pp.

BARNES, L.E. (1983). The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. Freshwater Biology 13: 561-578.

CABEZUDO, B.& E.F. GALIANO (1976). Plantas de la reserva biológica de Doñana (Huelva)I. Lagascalia 6(1):117-176.

CASABIANCA, M.L.(1979). Influence de la mise en valeur agricole sur l'évolution biocenotique des bords d'étangs corses. Rev. Biol. Ecol. Medit. 5 (3-4):211-226.

CASABIANCA, M.L; A. KIENER; H. HUVE (1973). Biotopes et biocénoses des etangs saumatres corses: Biguglia, Diana, Urbins, Palo. Vie Milieu XXIII (2):187-229.

CIRUJANO, S. & LOPEZ ALBERCA, M.D.(1984). Ecología de Najas marina L. en La Mancha. An. J. Bot. Madrid 40(2): 416-419.

COMELLES, M. (1985). Clave de identificación de las especies de carófitos de la Península Ibérica. Asoc. Esp. Limnol. n.1. 35pp.

COMIN, F. & X. FERRER.(1979). Les llacunes litorals. Quad. Ecol. Apl. 4:51--68.

CORILLON, R. (1961).Les vegetations precoces de Charophytes d'Espagne Meridionale et du Maroc occidental. Rev. Gen. Bot. 68: 317-330.

DABRIO,C.J.; J.R. BOERSMA; J. FERNANDEZ MARTINEZ; J.M. MARTIN & M.D. POLO, (1980). Dinámica costera en el golfo de Cádiz: sus implicaciones en el desarrollo socio-económico de la región. 1ª Reunión Nacional Geología Ambiental y Ordenación del Territorio: 337-356.

DANELL, K. & K. SJOBERG (1982). Successional patterns of plants, invertebrates and ducks in a man-made lake. J. Appl. Ecol. 19: 395-409.

FERRER, X. & F.A. COMIN (1979) Distribució i ecologia dels macrofits submergits del Delta de L'Ebre. Bull. Inst. Cat. Hist. Nat. 44(3): 111-117.

FUREST, A. & J. TOJA (1984). Reconocimiento limnológico de las lagunas andaluzas. En: Las zonas húmedas de Andalucía:177-188. MOPU.

HOWARD-WILLIAMS, C. (1980). Aquatic macrophytes of coastal wetlands of Maputalands En: M.N. Bruton & K.H. Cooper (Ed.). Studies on the ecology of Maputaland. Rhodes University .

HUTCHINSON, G.E. (1975). A treatise of Limnology III. Limnological Botany. John Wiley and Sons. 660pp.

IGME. (1975). Huelva. Los Caños. Mapa Geológico de España. 1:50.000.

LOPEZ, P. (1981). Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea española. Estudio del medio. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

LOWERY, R.S. & A.J. MENDES (1977).Procambarus clarkii in lake Naivasha, Kenya and its effects on stablished and potential fisheries. Aquaculture 11:111-121.

MARGALEF, R.(1983). Limnología. Omega. 1010 pp.

MARGALEF 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. 62 pp.

McDERMID, K.J. & R.J. NAIMAN (1983). Macrophytes: Freshwater Forest of Lakes and rivers. Amer. Biol. Teac. 45(3): 144-150.

MIRACLE, M.R. (1982). Analisis ecológico del estado actual de degradación de los ecosistemas de agua dulce y salobre del Mediterraneo español. Coloquio Hispano Frances sobre espacios litorales: 213-223.

RIVAS MARTINEZ, S.; M. COSTA; S. CASTROVIEJO & E. VALDES (1980). Vegetación de Doñana (Huelva, España). Lazaroa 2: 5-189.

RUBIO, J.C.(1985). Ecología de las marismas del Odiel. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

SILVESTRE, S. (1980). Números cromosómicos para la flora española. 150. Lagascalia 9(2):267.

SILVESTRE, S. & B. CABEZUDO (1980). Notas taxonómicas y corológicas sobre la vegetación de Andalucía Occidental 24. Lagascalia 9(2):247.

TALAVERA, S.; P. GARCIA MURILLO & H. SMIT (1986). Sobre el género Zannichellia. Lagascalia 14(2) (en prensa).

VAN WIJK, R.J. (1986). Life cycle characteristic of Potamogeton pectinatus L. in relation to control. Procc EWRS/AAB 7th Symp. on Aquatic Weeds.

VERHOEVEN, J.T.A. (1975). Ruppia communities in the Camarge, France. Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. Aquatic Botany 5:77-86.

VERHOEVEN, J.T.A. & W. VAN VIERSSEN (1978). Structure of macrophyte dominated communities in two brackish lagoons on the island of Corsica, France,Aquatic Botany 5: 77-86.

VERHOEVEN, J.T.A. (1980). The ecology of Ruppia- dominated communities in western Europe III. Aspects of production consumption and descomposition. Aquat.Bot. 8:209-253.

VIERSEN, W.VAN &J.T.A. VERHOEVEN (1983). Plant and animal communities in brackish supra-littoral pools ("dobben") in the northern part of Netherlands. Hydrobiología 98: 203-221.

WETZEL, R.G. (1985) Limnology. 2ª ed.Saunder, 743pp.

CARACTERIZACION MORFOMETRICA DE LA CUENCA CATALANA DEL RIO SEGRE (LERIDA, NE ESPAÑA)

Antonio PALAU

Dpto. Ecología, Universidad de Barcelona. BARCELONA.

Palabras clave: Morfometría, rios, implicaciones.

SUMMARY

MORPHOMETRICAL CHARACTERISTICS OF SEGRE CATALONIAN BASIN (LERIDA, NE SPAIN).

Key words: Morphometry, rivers, implications.

The organization of rivers in drainage areas is the natural result of one interaction between some factors as the litology the topography, the climate and the physical characteristics of water that, altogether, it losts degrees of freedom at the same time as it increase the distance to the sources.

This work explain some simple morphometrical aspects of Catalonian drainage area of Segre River like the stream order, the length and the orientation of channels, the Segre basin area and other physical characteristics; its relationship are also considered. The Segre basin have a pronounced hydrographic decompensation; however, they exist any regularitys with hydrological and biological implications, related to ripeness physiognomy and stability of the ecosystem whose thorough knowledge through the morphometry, are important to planning and interpretation of limnological studies in general.

INTRODUCCION

El presente trabajo queda incluido en la serie de estudios que se hicieron siguiendo un ciclo anual en el río Segre (Lérida), desde Julio de 1983 hasta Junio de 1984 (PALAU & PALOMES, 1986) y con él se pretende poner de manifiesto algunos aspectos interesantes directamente deducibles de un estudio morfométrico sencillo. Para parte de su elaboración se ha prescindido del río Cinca, sin duda uno de los principales afluentes del Segre, ya que debido a su punto de confluencia, (unos pocos kilómetros antes de entrar en el río Ebro), su trascendencia en un estudio de este tipo es deproporcionadamente inferior al aumento en complejidad y número de medidas que representa su consideración (Figura nº 1). Es por esto que el título alude sólo a la cuenca Catalana del río Segre.

MATERIAL Y METODOS

El punto de partida, obligado en el caso de estudios morfométricos, es la utilización de una cartografía adecuada, tanto en cuanto a finalidad de los propios mapas como a su escala. Siguiendo los criterios al respecto expuestos por HYNES (1970), que guardan relación con la climatología general de las cuencas de drenaje, no se encontró una cartografía

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 147-154

totalmente adecuada para el área objeto de estudio ya que ésta presenta unas claras descompensaciones climatológicas al abarcar desde los Pirineos hasta la Depresión del Ebro; de esta forma, las escalas menores que podrían haber servido para la parte superior de la cuenca Catalana del Segre, densamente drenada, eran inútiles para la parte inferior; del mismo modo, las escalas mayores servían para la parte inferior poco drenada y en cambio mostraban una excesiva profusión de sistemas acuáticos claramente temporales o torrenciales de la parte superior de la cuenca. A esta descompensación hidrológica Norte-Sur de la cuenca se añadió otro factor que colaboró a aumentarla y que, en cierto modo, imposibilitó la realización de un estudio morfométrico integral: se trata de la compleja red de canales y acequias de riego intercomunicadas entre sí (en las comarcas más meridionales abarcadas por la cuenca), que igual reciben aguas de un río como las vierten a otro y que, por su propia canalización, han desfigurado la organización jerárquica de la parte inferior de la cuenca (ríos Sed, Corb, d'Ondara, Sió, Farfanya,...). (Figura nº 1).

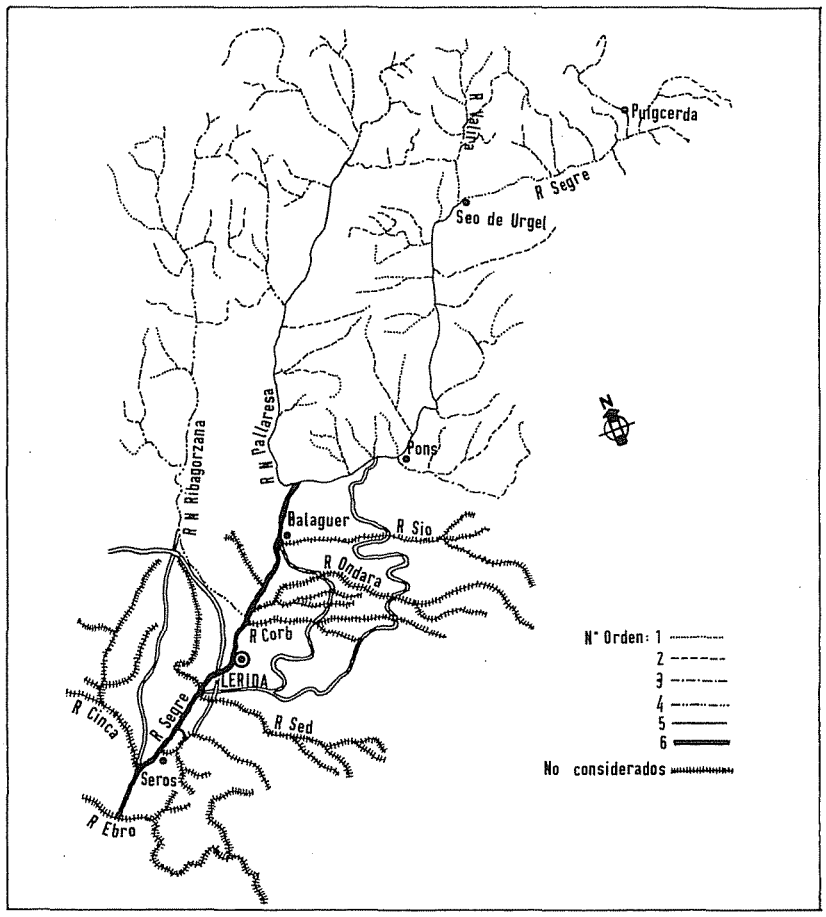


Figura nº 1. Configuración general de la cuenca catalana del río Segre. Con la simbología correspondiente se señala los cursos de agua que no se han tenido en cuenta para los cálculos morfométricos lineales y el nº de orden de los ríos considerados.

Figure 1. General aspect of Segre Catalonian basin. Through the corresponding simbology they are marked the streams that it have not to be in mind to morphometrical lineal calculations and the stream orders of considered rivers.

Por todo lo expuesto y después de buscar una adecuación máxima a la zona de estudio, se utilizaron como base los mapas 1:200.000 del Instituto Geográfico Nacional, sobre los que se realizaron el conjunto de medidas mediante planímetros y curvímetros. También se utilizarón los datos de la Memoria Anual de la Comisaría de Aguas del Ebro (M.O.P.U., 1983-84)

Los parámetros morfométricos, así como la nomenclatura general adoptada, son los propuestos por STHRALER (1977), adoptando como nivel descriptivo el que se obtiene de la consideración de la cuenca sobre un plano horizontal (características lineales, longitud, dirección,... y superficiales, área, forma,...). Al margen de estos parámetros, es habitual en los estudios morfométricos de ríos definir el nº de orden o grado de los ríos o más propiamente de los segmentos de los ríos, que se basa en el establecimiento de una jerarquización dentro de la cuenca atendiendo al número de afluentes que recibe cada segmento.

RESULTADOS

De la aplicación del concepto de grado o nº de orden se ha deducido la figura nº 1, que además sirve para ilustrar la configuración general de la cuenca Catalana del río Segre. Los datos morfométricos generales obtenidos según la escala de trabajo citada, se presentan en la tabla nº I. Los cálculos se basan en los cursos de agua permanentes y los puntos de origen propuestos por la cartografía empleada.

Nº de Orden	Nº de segmentos	Relación de bifurcación	Long. total de segmentos (Km)	Long. media de segmentos (Km)	Long. media acumulativa (Km)	Relación de longitud
u	N_u	R_B	L_u	$\bar{L}_u$	$\Sigma\bar{L}_u$	R_L
1	552		2296	4.16	4.16	
		3.83				1.15
2	144		690	4.79	8.95	
		5.33				2.81
3	27		364	13.48	22.43	
		4.50				3.25
4	6		263	43.83	66.26	
		3.00				2.46
5	2		216	108.00	174.26	
		2.00				0.93
6	1		100	100.00	274.26	
		$\bar{x}$ = 3.73	$\bar{x}$ = 3929			$\bar{x}$ = 2.12

Tabla nº I. Principales características morfométricas de la cuenca Catalana del río Segre (PALAU & PALOMES, 1986).
Table I . Main morphometrical characteristics of Segre Catalonian basin (PALAU & PALOMES, 1986).

El máximo nº de orden encontrado resultó ser "6" para el tramo final del río Segre, antes de su confluencia con el río Cinca.

La relación de bifurcación (R_B) indica, empezando por el número de orden superior, la razón de incremento en el número de segmentos al disminuir de grado. Para redes hidrográficas de regiones con clima, litología y estado

de desarrollo uniforme, la relación de bifurcación tiende a mantenerse constante de un grado al siguiente, aunque se admiten oscilaciones entre 3 y 4 (HYNES, 1970) o entre 3 y 5 (STHRALER, 1977) como propias de los sistemas fluviales.

Acerca de las longitudes de los segmentos de distinto grado, la suma de las longitudes de los segmentos de 1º, 2º y 3º orden, suele representar el 85% de la suma total de las longitudes de todos los segmentos (valor que representa los kilómetros totales de "río" que hay en la cuenca considerada) (ANDERSON & SEDELL, 1979). En el río Segre se ha encontrado un valor del 85.26% para esta regularidad.

En promedio, la densidad drenaje es muy baja, del orden de 0.3 - 0.4 km de cauce por km² de superficie de cuenca, lo que se aproxima a los valores propios de areas arreicas o sin buen drenaje (MARGALEF, 1983) y sólo a través del conocimiento de la descompensación hidrológica Norte-Sur de esta cuenca deja de parecer sorprendente que tales valores puedan corresponder a una área de drenaje que recoge aguas de cuatro importantes ríos de origen pirenaico. Por otro lado, el concepto de densidad de drenaje no guarda relación con los caudales transportados ya que a medida que aumenta el área considerada hay mayor probabilidad de incluir segmentos de cauce caudalosos que transportan la misma o más cantidad de agua con menor longitud del cauce.

En cuanto a la longitud media acumulativa ($\overline{\Sigma L_u}$), en cierto modo informa de la importancia del propio río Segre respecto al resto de los ríos de su cuenca; así, el hecho de que la longitud total del Segre sea muy inferior a la longitud media acumulativa total, refuerza la importancia de la red de drenaje frente al eje del río Segre. En este mismo sentido, la relación de longitud (R_l) corrobora aún más esta situación al mostrar como existe una progresión geométrica de orden 2-3, aproximadamente desde el 2º orden, que queda desfigurada en los segmentos de grado superior.

Otra forma de poner en evidencia la importancia de la cuenca respecto a su río principal, consiste en relacionar su longitud con la superficie de la cuenca. Esta relación no es lineal sino de tipo alométrico; así, un incremento en la longitud representa un aumento proporcionalmente mayor del área drenada que viene determinado por una ecuación del tipo:

$$A_u = a \cdot L_u^b$$

donde "A" es el área, "L" la longitud, "a" una constante numérica, "b" un exponente que representa la razón de incremento y "u" se refiere al nº de orden considerado. LEOPOLD et al. (in Hynes, 1970) propone que, por término medio, la ecuación antes expuesta se ajusta a la siguiente expresión:

$$A = 0.57\ L^{1.66} \quad (\text{o bien, } L = 1.40\ A^{0.60})$$

Para el caso concreto del río Segre, coordinando los datos de la tabla nº I con los deducidos de la Memoria Anual de la Comisaría de Aguas del Ebro (M.O.P.U., 1983-84) y procurando mantener el valor de "a" constante, la relación promedio que resulta es:

$$A = 0.57\ L^{1.86} \quad (\text{o bien, } L \simeq 1.35\ A^{0.54})$$

Por la propia ley de crecimento alométrico plantedada, al aumentar la longitud del río, aumenta proporcionalmente más el valor del área; sin

embargo tal y como apunta HYNES, (1970) la relación A/L crece más lentamente que el incremento de longitudes y por ello las cuencas, a medida que aumentan su longitud, tienden a hacerse cada vez más estrechas y alargadas hasta acabar cerrándose. Esta relación A/L, en cierto modo, puede relacionarse con el concepto de "anchura" de la cuenca.

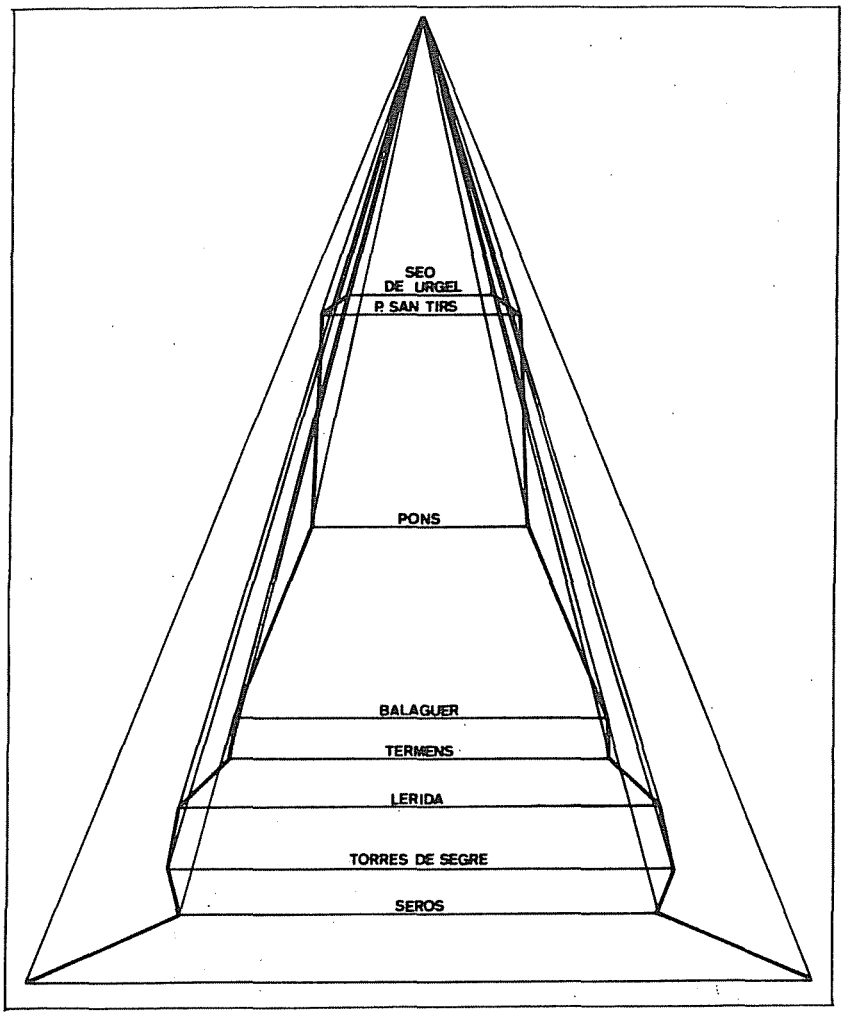


Figura nº 2. Ilustración gráfica con triángulos proporcionales de la longitud (altura), el doble de la relación A/L (base) y la superficie (área) de la cuenca del río Segre a la altura de diferentes poblaciones ribereñas y en conjunto (PALAU & PALOMES, 1986).
Figure 2. Graphic showing with proportional triangles, the lenght (height), the double of ratio A/L (base) and the drainage area (area) of Segre basin on the same latitude as different villages wich lie along the river and on the whole (PALAU & PALOMES, 1986).

La figura nº 2 pretende ilustrar esta idea mediante triángulos de altura, base y área proporcionales respectivamente, a la distancia al origen, al doble de A/L (por la ecuación del área de un triángulo) y a la superficie de la cuenca, según los datos del M.O.P.U. (1983-84). La línea más gruesa que va uniendo simétricamente por el exterior los valores de A/L a la altura de las diferentes poblaciones, pone de manifiesto los tramos

del río donde la cuenca se "estrecha" o, lo que es lo mismo donde la razón de incremento del área es menor que la razón de incremento de la longitud del Segre, como ocurre entre Plà de Sant Tirs y Pons con el río circulando por un estrecho y alargado desfiladero sin apenas afluentes con subcuencas laterales importantes. La ausencia de afluentes importantes es también la causa de la constricción que muestra la figura nº 2 entre las poblaciones de Torres de Segre y Serós y la importancia de la inclusión de la cuenca del río Cinca, afluente del Segre ya por debajo de la población de Serós, es también evidente en la citada figura.

La orientación dominante de los ríos dentro de la cuenca se muestra en la figura nº 3; para su elaboración se han simplicado los cálculos al no considerar más que 16 direcciones (azimuts) posibles a las que se han ido ajustando, por orden, todos los segmentos y para conocer las longitudes de los diferentes segmentos orientados en una dirección determinada, se ha utilizado, para cada grado, su longitud media (tabla nº I). El centro de coordenadas de cada distribución azimutal en la citada figura representa el punto final hacia el que va cada segmento o conjunto de segmentos considerado; así, la orientación obtenida para el 6º orden (en este caso con un sólo segmento), debe entenderse como NE/E (origen) - SO/O (final).

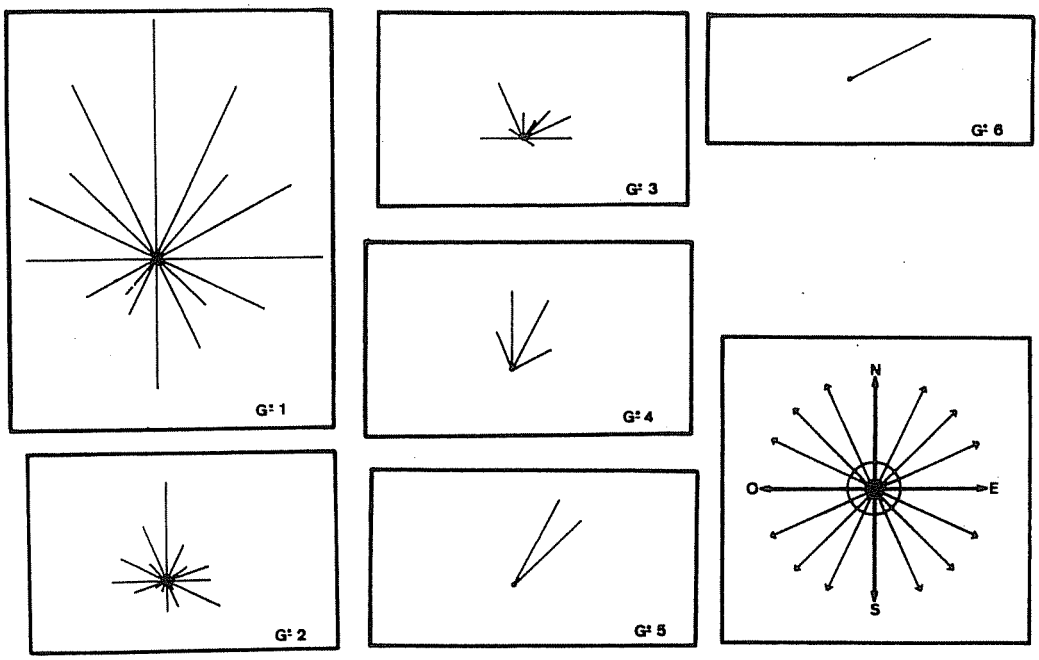


Figura nº 3. Orientación preferente de los segmentos de río pertenecientes a cada uno de los grados encontrados en la cuenca Catalana del río Segre. En la misma figura, se muestran las 16 direcciomes sobre las que se ha organizado el análisis (PALAU & PALOMES, 1986).
Figure 3. Preferential orientation of river segments for each one stream orders in Segre Catalonian basin. On the same figure appear the 16 possible respected directions (PALAU & PALOMES, 1986).

El contraste entre la ausencia de una orientación preferente en los segmentos de nº de orden bajo y la unidireccionalidad creciente, junto con la disminución del número de segmentos al aumentar el grado, es un ejemplo de la estrategia que gobierna a la organización del espacio en la cuenca.

DISCUSION

El concepto de nº de orden o grado de los ríos, aparte de su utilidad práctica para la mejor comprensión de la organización de las cuencas, algunos autores lo han relacionado con la propia estructura y dinámica de los ríos.

ILLIES & BOTOSANEANU (1963) ya utilizaron, aunque de un modo implícito, la jerarquización en ordenes para su teoría de la Zonación como soporte de todas sus implicaciones limnológicas. VANNOTE et al. (1980) en "The River Continuum Concept" incluyen el concepto de grado y apuntan que, normalmente entre los segmentos de 3º y 4º orden, un río pasa de ser "heterótrofo" (con pocos productores primarios, predominio de los aportes alóctonos,...) a ser "autótrofo" (con más productores primarios y menor importancia relativa de los aportes alóctonos,...). ANDERSON & SEDELL (1979), apuntan que en el paso de 4º a 6º orden, la fracción de material orgánico particulado fino, pasa a representar un mayor protagonismo que el material orgánico grosero dentro del río.

Estas dos últimas observaciones se han puesto claramente de manifiesto en el río Segre: a la altura de la población de Puigcerdà (Gerona) (fig. nº 1), donde aproximadamente el Segre pasaba de 3º a 4º orden, el río, mucho más ancho y caudaloso, permite, sobre todo, una mayor profusión de macrófitos y también ciertos cambios significativos en las proporciones de los "oficios" desarrollados por los diferentes grupos de macroinvertebrados bentónicos, (aumento apreciable de algunos raspadores como ANCYLIDAE y disminución de trituradores como NEMOURIDAE, algunos Limnefílidos y LIMONIIDAE). Del mismo modo, aguas abajo de La Seu d'Urgell, donde el Segre deja de ser de 4º grado, los grupos de macroinvertebrados colectores como SIMULIIDAE y sobre todo HIDROPSYCHIDAE aumentaban, por supuesto en los puntos donde las condiciones físico-químicas del agua lo permitían (PALAU & PALOMES, 1986).

Acerca de la relación entre el nº de orden (u) y el número de segmentos (N_u) para cada orden (tabla nº I), se observa como los grados menores van asociados a un número mayor de segmentos y viceversa lo que está de acuerdo con la organización convergente de las cuencas aguas abajo en base a la creciente estabilidad de las condiciones y mejor consolidación del medio (MARGALEF, 1983). Esta convergencia creciente a medida que el río se acerca a su desembocadura sirve también para la interpretación de la figura nº 3 donde el aumento de grado va acompañado de una mayor definición en la dirección preferente de los segmentos considerados. Trabajando con una escala de trabajo mayor (1:10.000) PRAT et al., (1979) pusieron de manifiesto una situación idéntica en relación con la orientación preferente de los distintos segmentos del río Valira (Andorra), afluente por derecha del río Segre a la altura de La Seo de Urgel (figura nº 1).

Sobre la relación de bifurcación, los resultados de la tabla nº I ponen de manifiesto la ya citada descompensación hidrológica de la cuenca Catalana del río Segre que, de hecho tampoco desaparecería del todo con la inclusión del río Cinca y el resto de cauces meridionales no considerados en los cálculos morfométricos lineales. Del mismo modo, y aún después de afinar más en las relaciones de bifurcación se seguiría manteniendo la acusada morfología arborescente de la cuenca, fácilmente intuible ya con los valores obtenidos para la relación de bifurcación.

El perfil del río se ajusta a una curva cóncava hacia arriba, que va disminuyendo progresivamente su pendiente a medida que el río se acerca a

su desembocadura (PALAU & PALOMES, 1986). Este tipo de configuración es la propia de un sistema fluvial persistente en el tiempo y enlaza claramente con el concepto de madurez del ecosistema a través de la estabilidad que ha ido asegurando para el desarrollo de las comunidades naturales.

A través de algunas precisiones realizadas, se puede entrever que la realización "a priori" de estudios morfométricos de ríos pone al alcance una información complementaria importante tanto para la planificación inicial de los estudios limnológicos como para su interpretación al permitir un mayor grado de comprensión del medio y un mejor ajuste en los estudios de las comunidades naturales asociándolos no sólo a las características físico-químicas de las aguas sino con el propio espacio físico del río.

Por último, algunos aspectos estrictamente hidrológicos relacionados con la respuesta de las redes hidrográficas frente a variaciones de los caudales circulantes son también deducibles directamente de los análisis morfométricos de cuencas; así, el conocimiento de los "tramos estrechos" localizados con la figura nº 2 y el cálculo de los valores de R_E (tabla nº I) son interesantes de conocer en relación con el peligro de avenidas, que son una amenaza en cuencas de configuración dendrítica y poco reguladas.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON, N.H. & J.R. SEDELL (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. Ann. Rev. Entomol., 24: 351-377.

HYNES, H.B.N. (1970). The Ecology of running waters. University Press. Liverpool: 555 pp.

ILLIES, J & L. BOTOSANEANU (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Soc. int. Limnol., 12: 1-57.

MARGALEF, R. (1983). Limnología. Ed. Omega. Barcelona: 1.010 pp.

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS Y URBANISMO (1983-84). Análisis de Calidad de Aguas. Memorias Anuales de la Comisaría de Aguas del Ebro. Dirección General de Obras Hidráulicas. Madrid.

PALAU, A. & A. PALOMES (1986). Diagnóstico Físico-Químico y Biológico del Río Segre. Dptos. Ciéncia del Suelo y Climatología, y Microbiología (Eds.). E.T.S.I.A. Lleida: 500 pp.

PRAT, N., I. BAUTISTA, G. GONZALEZ & M.A. PUIG (1979): La xarxa hidrogràfica andorrana. In: El patrimoni natural andorrà. R. Folch (Ed.). Ed. Ketres. Barcelona: 261-309.

STHRALER, A.N. (1977). Geografía Física. 3ª edición española. Ed. Omega. Barcelona: 767 pp.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980). The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:130-137.

CARACTERIZACION FISIOGRAFICA DE LA CUENCA DE UN RIO MEDITERRANEO: EL TER.

Francesc SABATER, Sergi SABATER y Joan ARMENGOL.

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028 BARCELONA.

Palabras clave: Cuenca fluvial, morfometría, hidrografía, litología, pedología, vegetación, clima.

PHYSIOGRAPHIC CHARACTERIZATION OF A MEDITERRANEAN RIVER BASIN, THE RIVER TER.

Key words: River basin, morphometry, hydrography, lithology, pedology, vegetation, climate.

SUMMARY

The main physiographic descriptors of a Mediterranean river have been used in the characterization of its basin. Human activities and morphological, hydrological and lithological parameters have been defined in every particular sampling point by its basin. A Principal Components analysis has been carried out in order to chaaracterize the different sections of the river and tributaries. The ordenation of physiographic descriptors may be interpreted as revealing the longitudinal structure of the river. At the same time, the similarity between the obtained results and the ordination based on physico-chemical variables is showed. There is a very high correlation between the physiographic features and the values of physico-chemical parameters.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 155-164

INTRODUCCION

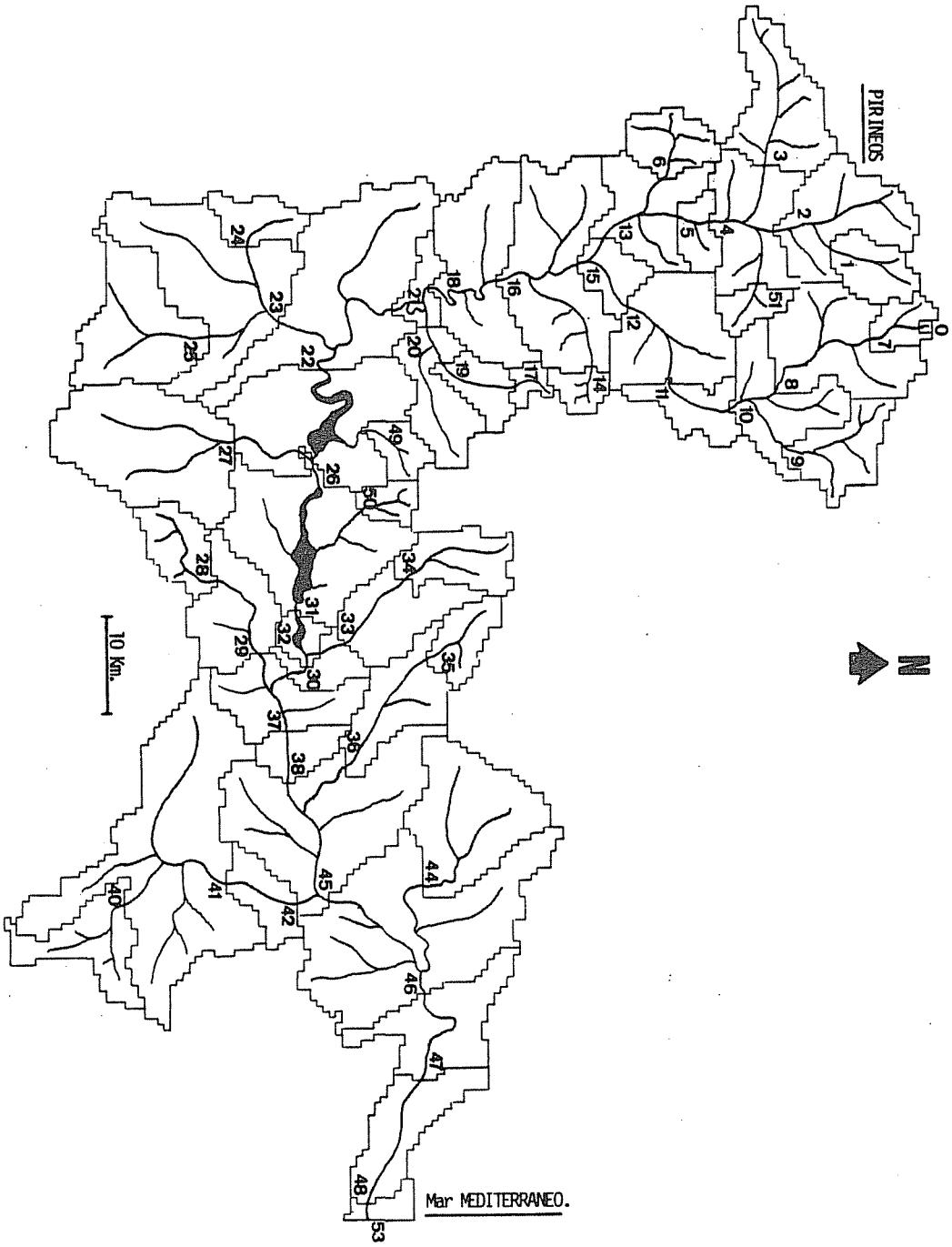
Las características físico-químicas del agua de un río dependen básicamente de los procesos que se dan en toda su cuenca. Además de los procesos internos derivados de la actividad de los organismos (MARGALEF,1983), existen otros factores que estan en función de la topografía, la estructura geológica, la edafología, la vegetación, la climatología y la actividad humana.

La cuenca del río Ter ha sido estudiada desde el punto de vista físico-químico y biológico, con el fin de relacionar la composición físico-química del agua con las diferentes comunidades de organismos. Se han descrito las comunidades de macroinvertebrados (PUIG, et al, 1986 a), el fitobentos (SABATER y SABATER, 1987a,b), los macrófitos (PEÑUELAS y SABATER, 1986) y la fauna intersticial (SABATER,1987). Al mismo tiempo se ha efectuado una caracterización química de la cuenca (SABATER y ARMENGOL,1986). Igualmente, se ha estudiado la influéncia que los embalses de Sau, Susqueda y el Pasteral, situados en el tramo medio del río, tienen sobre su curso bajo (PUIG et al.,1986 b).

Desde un punto de vista estrictamente descriptivo, se pretende realizar una caracterización fisiográfica de la cuenca del río Ter basada en los parámetros de tipo morfométrico, geológico, climatológico, de vegetación y los derivados de la actividad humana. Aunque dichas características ya habían sido consideradas en los anteriores trabajos, hasta el momento no habían sido tratadas de forma sistemática. En este trabajo, se realiza una aproximación a este objetivo, partiendo de datos cuantificables de los más importantes parámetros fisiográficos de la cuenca. Con ello se intenta estudiar sus relaciones con las características físico-químicas y biológicas del río Ter, a fin de observar hasta que punto la estructura y funcionamiento del río es el resultado de los procesos que tienen lugar en la cuenca.

MATERIAL Y METODOS

El material básico que hemos utilizado en este trabajo proviene de las bases de datos "CATALUNYA" y "GRANCAT" de la Generalitat de Catalunya. Estas bases de datos proporcionan informacióna partir de la elaboración de mapas prévios (Cultivos y aprovechamientos. Minist. Agricultura) así como del análisis de teledetección (satélite LANDSAT) y fotografía aérea elaborados por "el Servei de Política Territorial de Catalunya". Los datos están referidos a cuadrados de 1/4 de km de lado. Los mapas de los que se



1.-Mapa de la cuenca del río Ter mostrando las 50 subcuencas, establecidas en él de acuerdo con los puntos de muestreo.

1.-Map of the river Ter basin showing the 50 particular basins defined by the sampling points.

ha partido para caracterizar la cuenca han sido los de litología, población, industrias y usos del suelo.

El tratamiento estadístico aplicado a los datos corresponde a un análisis de Componentes Principales incluido en el paquete de programas estadísticos BMDP (Centre de Càlcul, U. de Barcelona).

Parámetros fisiográficos utilizados para la cuenca del río Ter:

Un total de 46 variables fisiográficas han sido calculadas para caracterizar prácticamente toda la cuenca de drenaje del río Ter. Se ha procedido a dividir toda la cuenca en subáreas de drenaje, que se corresponden a los distintos puntos de muestreo de otros estudios (SABATER y ARMENGOL,1986), para el posterior tratamiento estadístico de los datos (fig.1). Todas las variables utilizadas han sido agrupadas entorno a 4 descriptores principales que caracterizan la fisiografía de toda la cuenca y a la vez influyen sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del río. Se trata de los morfométricos e hidrográficos, litológicos y edàficos, el tipo de vegetación y el clima, y por último todo lo referente al número y distribución de los habitantes y de toda actividad humana desarrollada en la cuenca.

Los descriptores morfométricos reunen los siguientes parámetros: Distancia a la desembocadura, área de drenaje acumulada, altitud y pendiente promediada para cada subcuenca. A su vez, las pendientes se han clasificado en 6 categorías (Pendientes > 35%; entre 20 y 35%; de 10 a 20%; de 5 a 10%; de 2 a 5%; y pendientes inferiores al 2%). El cálculo de cada una de ellas se ha elaborado con un mapa topográfico a escala 1/100.000. Como parámetro hidrográfico se ha calculado el caudal medio para cada punto.

Las principales unidades litológicas de la cuenca se han diferenciado en rocas cristalinas, pizarras y esquistos, conglomerados y areniscas, calizas, margas y arcillas, dolomitas, yesos, limos, y arenas silícicas. En cuanto a las características edáficas se han distinguido los suelos que presentan permeabilidad alta por fisuración y carstificación, de los que son de permeabilidad media por porosidad aluvial. Paralelamente se ha considerado una clasificación en suelos de tipo rocoso y otros de tipo arenoso.

Los parámetros utilizados para caracterizar el tipo de vegetación para cada subcuenca han sido los de bosques de alta montaña, bosques de montaña media, bosques mediterraneos, prados alpinos y subalpinos, matorrales, prados de siega y tierras desforestadas-abandonadas. El registro

pluviométrico anual para cada subcuenca, se ha utilizado como variable descriptora del clima.

Por último, quedan todas aquellas variables que nos reflejan la presencia humana en la cuenca: El número total de habitantes por subcuenca, su densidad media, la media poblacional (Mean crowding), media de la agrupación (Patchiness de LLOYD,1967), densidad industrial elevada, densidad industrial baja, agricultura intensiva de regadio, agricultura de secano y otras actividades diversas (urbes y otras construcciones).

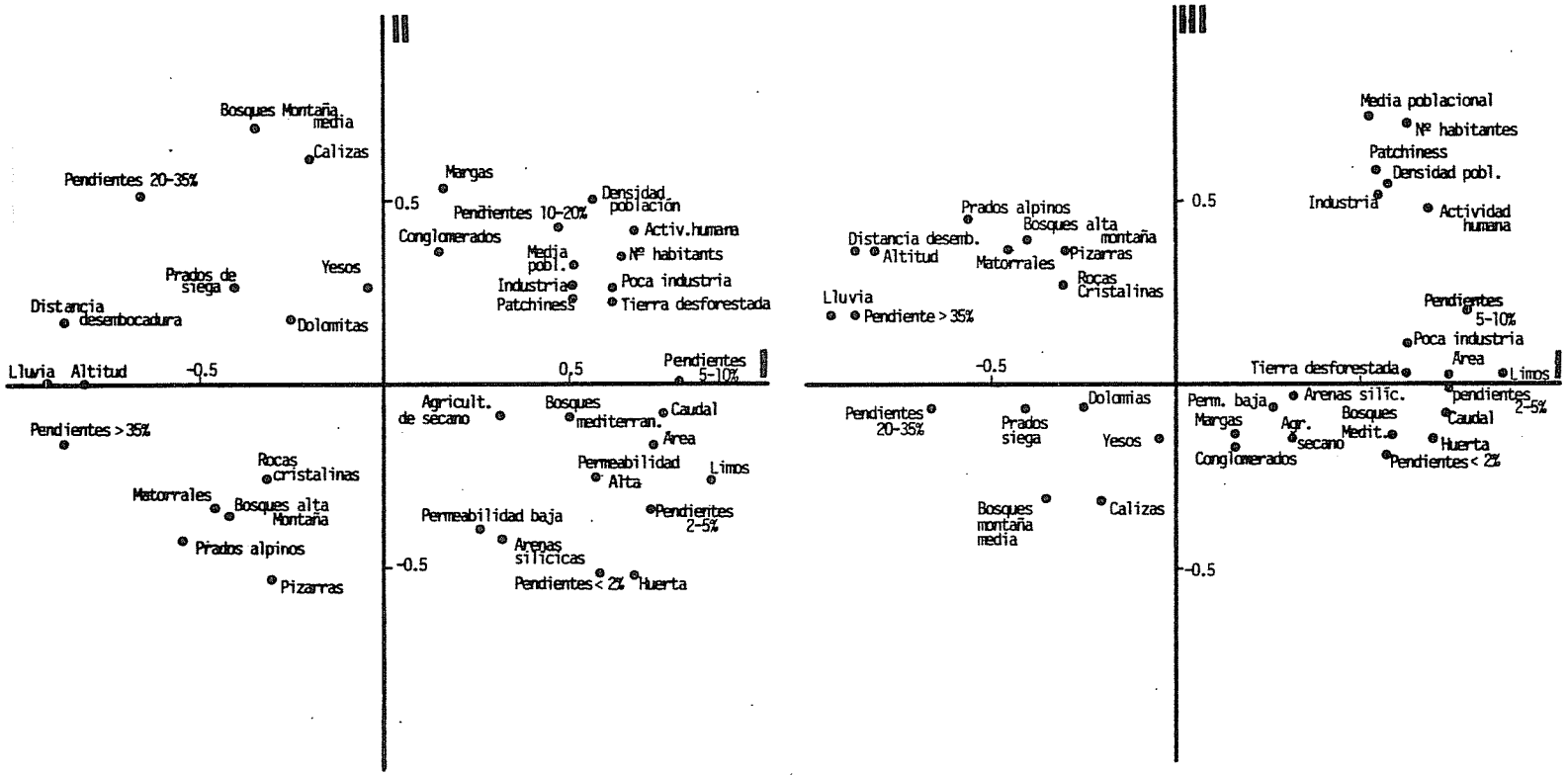
RESULTADOS

Se ha realizado un analisis de Componentes Principales con el objeto de agrupar cada una de las 46 variables fisiográficas y obtener así, información de cómo se ordenan en el espacio los diferentes tramos del río y sus principales afluentes. La figura 2 nos muestra la distribución de cada uno de los parámetros fisiográficos en el espacio formado por los 3 primeros componentes principales, que en conjunto explican un 50% de la varianza total de los datos.

El primer componente (30% de la varianza) está fuertemente correlacionado con las variables morfométricas e hidrográficas. La posición extrema y antagónica entre parámetros característicos de la cabecera del río -situada en los Pirineos- (altitud, pluviosidad anual alta, distancia a la desembocadura, pendientes elevadas...), frente a otros más bién própios del curso bajo del río (Superficie de drenaje acumulada, pendiente suave, flujo elevado, abundáncia de limos aluviales...) es consecuencia de la ordenación longitudinal del curso del río.

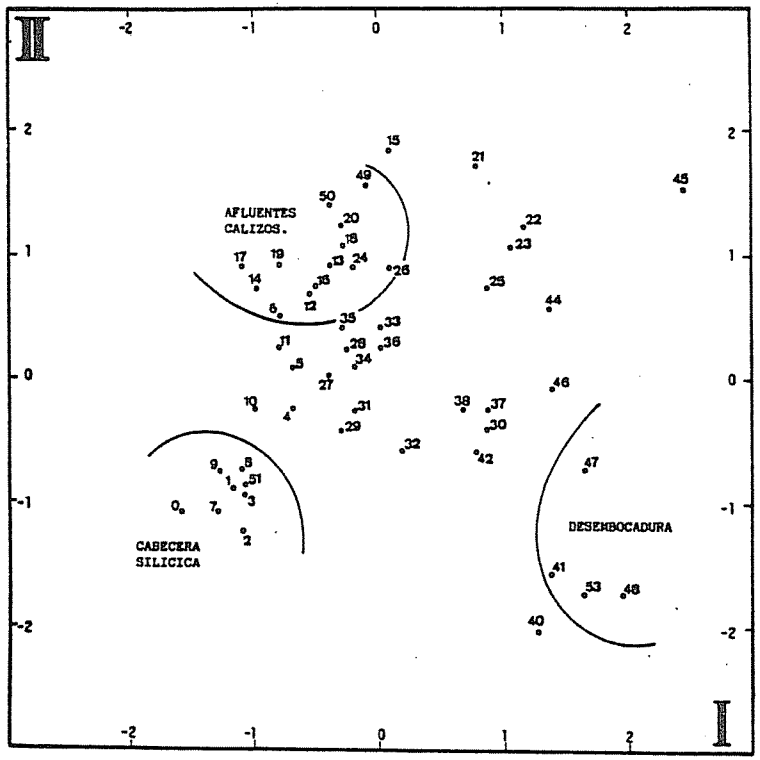
El segundo componente (12% de la varianza) pone de manifiesto aquellas variables relacionadas con la litologia y el tipo de vegetación. Por un lado se encuentra positivamente correlacionado con las calizas y las margas, así como con bosques de montaña media y pendientes que van del 10 al 35%. En el otro extremo destaca la presencia de las pizarras.

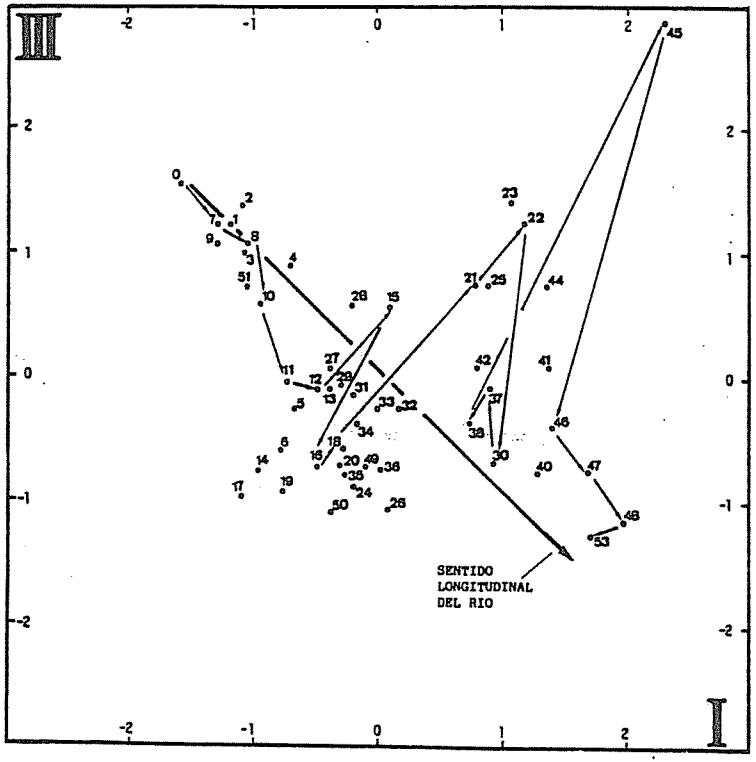
Por último, el tercer componente (8,2% de la varianza) parece estar relacionado con las variables que dependen de la actividad humana. Aquellos parámetros que tienen más peso son los referentes al número de habitantes y su distribución (Media poblacional, Patchiness, densidad de individuos y número total de habitantes), así como, los que reflejan una actividad urbana e industrial elevada.



2.-Representación de las variables fisiográficas en el espacio establecido por el primer y segundo, y el primer y el tercer componentes principales.

2.-Representation in the space of the three first principal components of the main physiographic variables.





3.-Ordenación de las distintas subcuencas del río en el espacio de los tres primeros componentes principales.

3.-Basins ordenation in the space according to the three principal components.

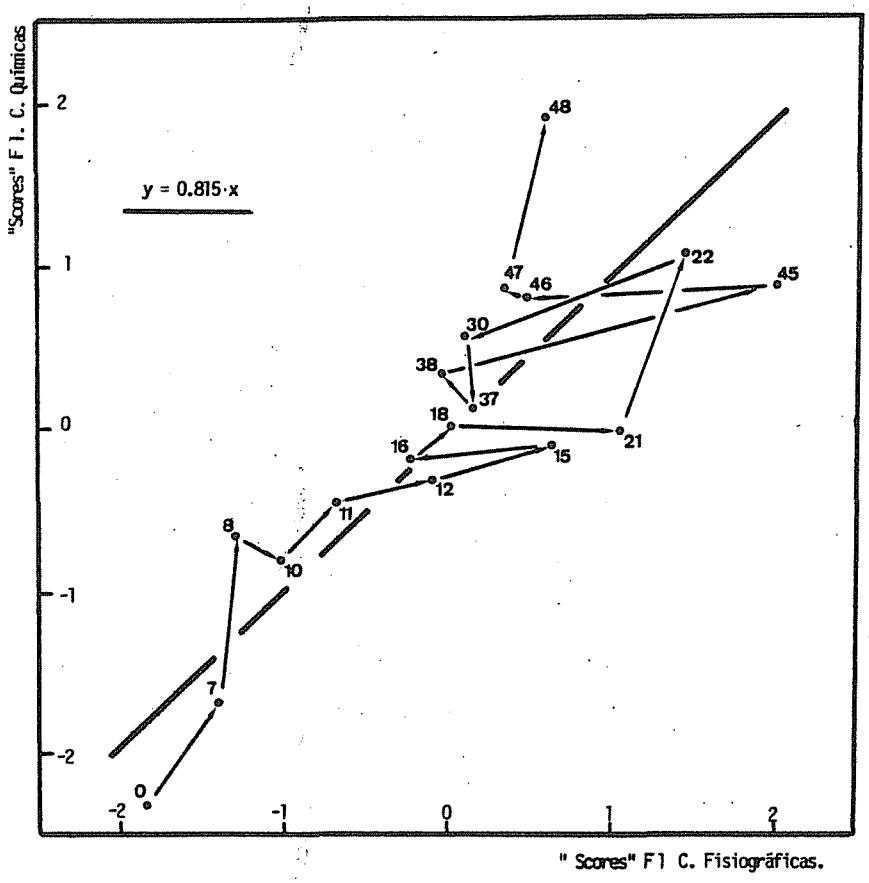
DISCUSION

La representación de los puntos de muestreo correspondientes a cada una de las subcuencas analizadas dentro del espacio que determinan los tres primeros componentes principales, nos permite ordenar y agrupar geográficamente cada tramo del río y cada uno de los distintos afluentes (fig. 3). El primer componente ordena las subcuencas en el sentido longitudinal del río (desde la cabecera a la desembocadura). El segundo componente agrupa las subcuencas con características litológicas afines, separando los afluentes sobre terrenos calizos de los que són graníticos y con pizarras. También, pone de manifiesto la presencia de bosques de montaña media (Quercus pubescens y Pinus sylvestris), que coinciden con las subcuencas de substrato calizo. De la ordenación de las subcuencas que resulta del tercer componente destaca la influencia de la actividad humana. Las subcuencas que poseen importantes nucleos urbanos y de gran actividad industrial quedan desplazadas del sentido longitudinal del río (fig.3).

Varios autores (ODUM,1956; MARGALEF,1960; VANNOTE et al.,1980) han destacado la importancia de la organización espacial en un ecosistema fluvial. Desde el punto de vista químico y biológico, éste se comporta como un gradiente de condiciones ambientales en el que las características de cada punto son el resultado de los procesos que tienen lugar en él, más la influencia que recibe de los tramos precedentes. La estructura del río Ter, bajo su característica química, se organiza en el sentido longitudinal, con un aumento en la concentración de sales disueltas a lo largo de su recorrido (SABATER y ARMENGOL,1986). Los resultados obtenidos a partir de los datos fisiográficos de la cuenca muestran igualmente una organización espacial. Si existe, pués, una ordenación longitudinal tanto desde el punto de vista químico como fisiográfico, es de esperar que haya una relación causa-efecto entre las características físico-químicas y las fisiográficas. La figura 4 pone de manifiesto la correlación altamente significativa ($p<0.001$; $r = 0.85$) entre los valores del primer componente principal a partir de los parámetros químicos de cada punto (SABATER y ARMENGOL,1986) y los resultados del primer componente principal de las características fisiográficas de toda la cuenca. Es muy probable que aquellas estaciones (subcuencas) que se separan de la linea de regresión tengan una composición química más dependiente de las características fisiográficas de los tramos precedentes que de las propias. La dominancia de los parámetros fisiográficos o de los químicos es lo que permite hablar de continuidad o disrupción. Se ha calculado a partir de los valores del primer componente principal de la química y también para los del primer componente principal de las características fisiográficas, el grado de dependencia de las características químicas de un punto (la mineralización) frente la influencia de sus características fisiográficas y la mineralización que proviene del punto anterior.

Mineralización en un punto = 0.17 + 0.3(fisiografía de su subcuenca) + 0.58(Mineraliz.del punto anterior).

De esta ecuación se deduce la inercia que debe adquirir un río aguas abajo en relación a sus características tanto fisiográficas como químicas. De manera que una misma perturbación (tanto "química" como "fisiográfica") no deberá tener el mismo efecto según el tramo del río en que se produzca.



4.-Recta de regresión entre los parámetros fisiográficos y las variables físico-químicas a partir de los valores de los "scores" respectivos del primer componente principal.

4.-Plot of the regression line between the scores of the first component for physico-chemical variables and the first component for physiographic features.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean hacer constar su agradecimiento al "Servei de Política Territorial de Catalunya, de la Generalitat de Catalunya" y en especial a los Sres Josep M. Camarasa y Oriol Amell, por los servicios prestados en la

obtención y utilización del fondo del banco de datos de este Departamento. Este trabajo ha sido subvencionado con una beca de la "Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica, (proyecto n.478/81)" para la realización del estudio sobre la cuenca del río Ter.

BIBLIOGRAFIA

LLOYD,M. 1967.- Mean crowding. J.Anim.Ecol.,36:1-30.

MARGALEF,R. 1960.- Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. Int.Revue.ges.Hydrobiol. 46:133-153.

MARGALEF,R. 1983.- Limnología. Ed.Omega. Barcelona. 1100 pp.

ODUM,H.T. 1956.- Primary production in flowing waters. Limnol.Oceanogr.,1:102-117.

PEÑUELAS,J y F.SABATER. 1987.- Distribution of macrophytes in relation to environmental factors in the river Ter. Int.Revue. ges.Hydrobiol. (in press).

PUIG,M.A., GONZALEZ,G. y L.RECASENS. 1986 a.- Las comunidades de macroinvertebrados del río Ter, con especial referencia a Plecópteros, Efemerópteros, Tricópteros y Simúlidos. Limnética; (en prensa).

PUIG,M.A., ARMENGOL.J., GONZALEZ.G., PEÑUELAS.J., SABATER.S. y F.SABATER. 1986 b.- Chemical and biological changes in the Ter river induced by a series of reservoirs. In advances in Regulated Stream Ecology. (Ed.) J.Craig. Plenum Press; (in press).

SABATER,F. 1987.- On the interstitial cladocera of the river Ter (Catalonia, N.E.Spain), with a description of the male of Alona phreatica. Hydrobiologia. 144: 51-62.

SABATER,F. y J.ARMENGOL. 1986.- Chemical characterization of the Ter river. Limnética; (in press).

SABATER,S. y F.SABATER. 1987 a.- Diatom assemblages in the river Ter. Arch. Hydrob.; (in press).

SABATER,S. y F. SABATER. 1987 b.- Relationships between diatom assemblages and physico-chemical variables in the river Ter (N.E.Spain). Int.Revue.ges.Hydrobiol.; (in press).

VANNOTE,R.L.,MINSHALL,G.W.,CUMMINS,R.W.,SEDELL.J.R. y C.E.CUSHING. 1980.- The river continuum concept. Canad.J.Fish.Aquat.Sci. 37:130-137.

CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LOS PRINCIPALES RIOS DE BIZKAIA

Begoña Gª de BIKUÑA, Ana BASAGUREN, María CACHO y Emma ORIVE.

Laboratorio de Ecología. Universidad del País Vasco. Apdo. 644. Bilbao.

Palabras clave: Mineralización, nutrientes, ríos.

SUMMARY

PHYSICAL-CHEMICAL FEATURES OF THE MAIN WATERS COURSES OF BISCAY

Key words: Mineralization, nutrients, rivers

Principal component analyses were performed on 19 physical-chemical parameters measured in 178 sites of the main water courses of Biscay during 1985 to asses the differences between natural and polluted waters. Sites were sampled seasonaly in winter, spring, summer and fall and fall and one principal component analisys was performed per season. In these analyses samples were ordered according to their degree of mineralization and their content in oxygen and nutrients, mainly phosphate.

INTRODUCCION

La calidad del agua influye en la estructura de las comunidades que habitan los ríos y éstas, a su vez, modifican la composición del agua, en especial en lo referente a las variables no conservativas. Hay, además, otros aspectos del cauce, como el tipo de sustrato, la anchura, la profundidad, la pendiente y la velocidad de la corriente, que condicionan tambien en gran medida la distribución de los organismos en estos sistemas (STATZNER & HIGHER, 1986). Por esta razón y como base para un estudio de macroinvertebrados del bentos, se han analizado 19 variables fisico-químicas en 178 sitios de la red hidrográfica de Bizkaia.

En este caso se han analizado fundamentalmente variables relacionadas con el grado de mineralización del agua y variables, como el oxígeno y los nutrientes, muy influidas por la actividad de los organismos. Si bien en el caso de los ríos no existe un sistema de clasificación tan generalmente aceptado como el utilizado para la clasificación de los lagos según su posición en el eje oligotrofia-eutrofia (CUSHING *et al.*, 1980), estas variables nos pueden informar sobre las diferencias en la calidad natural de los ríos no contaminados y entre éstos y los más influidos por la actividad humana.

Este trabajo forma parte de una serie de estudios temáticos que está llevando a cabo la Diputación Foral de Bizkaia orientados a la ordena

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 165-177

ción del territorio.

MATERIAL Y METODOS

Se han situado 178 estaciones de muestreo en la red hidrográfica de Bizkaia, seleccionadas por su accesibilidad, distancia a núcleos industriales y urbanos, distancia al origen del río y naturaleza del sustrato geológico fundamentalmente (Fig.1).

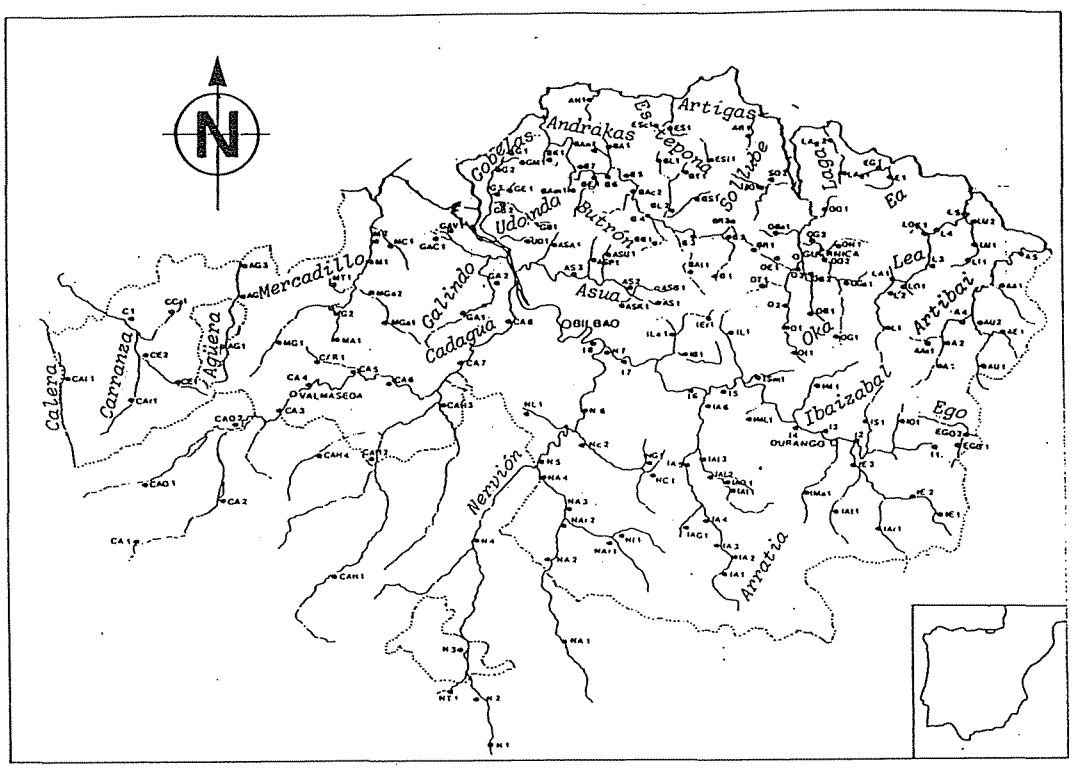


Fig.1. Area de estudio y estaciones de muestreo.
Study area and sampling sites.

Se han tomado muestras en las cuatro estaciones del año y se han analizado los siguientes parámetros: pH, temperatura del agua, conductividad, oxígeno disuelto, alcalinidad, dureza, calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruros, silicatos, sulfatos, fosfatos, nitratos, nitritos, amonio y materia orgánica.

El pH, la temperatura, la conductividad y el oxígeno se determinaban " in situ " con un monitor Orion-221 y con un oxímetro Orion 97-08, respectivamente. Los demás parámetros se analizaban en el laboratorio dentro de los límites de tiempo establecidos habitualmente para cada parámetro. Se utilizaron fundamentalmente las técnicas de los manuales del " Standard Methods for the examination of Water and Wastewater " (1975) y de GOLTERMAN (1969). El tratamiento multifactorial de los datos se realizó en el Centro de Calculo de la Universidad del País Vasco, utilizando el paquete estadístico SPAD (LEBART & MORINEAU, 1982).

RESULTADOS

El examen de la evolución espacio-temporal de cada uno de los parámetros estudiados suele conducir a resultados redundantes, puesto que muchos de ellos están fuertemente correlacionados. Lo que interesa, por lo tanto, en un estudio de estas características es extraer las tendencias principales de variación de los parámetros y en base a ésto conocer las diferencias entre cauces y entre sitios de un mismo cauce.

TABLA I. Correlaciones entre las variables y los dos primeros ejes del ACP
Correlations between the variables end the two first axes from PCA.

	INVIERNO		PRIMAVERA		VERANO		OTOÑO	
VARIABLES	1º C	2ºC	1º C	2º C	1º C	2º C	1º C	2º C
PH	-0.01	0.73	-0.06	0.67	0.48	-0.33	0.01	0.50
TEMP	0.28	-0.02	-0.43	0.09	-0.04	0.09	-0.66	0.01
COND	0.87	0.26	-0.89	0.35	-0.86	-0.41	-0.86	0.36
OXIG	-0.42	0.58	0.63	0.41	0.71	-0.55	0.70	0.40
SOXI	-0.35	0.55	0.56	0.48	0.69	-0.55	0.58	0.47
ALCA	0.73	0.50	-0.70	0.32	-0.49	-0.14	-0.71	0.47
DURE	0.79	0.52	-0.82	0.49	-0.75	-0.56	-0.80	0.50
CALC	0.75	0.58	-0.76	0.55	-0.67	-0.55	-0.71	0.53
MAGN	o.36	-0.12	-0.39	0.02	-0.44	-0.22	-0.47	-0.06
CLOR	0.72	-0.22	-0.63	0.07	-0.80	-0.22	-0.84	0.08
SULF	0.70	-0.02	-0.67	0.14	-0.70	-0.28	-0.73	0.09
FOSF	0.75	-0.40	-0.80	-0.30	-0.77	0.26	-0.80	-0.17
NITI	0.59	-0.28	-0.74	-0.27	-0.65	0.16	-0.70	-0.17
NITA	0.41	-0.15	-0.50	-0.15	-0.28	0.01	-0.57	-0.03
AMON	0.06	-0.01	-0.43	-0.43	-0.50	0.48	-0.57	-0.31
SILI	0.17	-0.13	-0.13	-0.22	0.25	0.03	-0.28	-0.21
SODI	0.42	0.04	-0.53	-0.17	-0.34	0.04	-0.43	-0.35
POTA	0.71	-0.34	-0.40	-0.39	-0.53	0.12	-0.48	-0.39
MAOR	0.21	0.06	-0.48	-0.17	-0.66	0.20	-0.44	-0.30

Para resumir y clarificar la información aportada por el conjunto de las variables, se ha realizado un análisis de componentes principales por cada campaña de muestreo. En la TABLA I aparecen representados los factores de carga de las variables para los dos primeros ejes del análisis de componentes realizado con las muestras de cada una de las cuatro campañas. Los dos primeros ejes explican en todos los casos más del 30% y del 10% de la varianza total respectivamente y la posición de las variables en el plano viene dada por su correlación con respecto a estos ejes.

Se observa que las variables más correlacionadas con el primer factor son, por un lado, conductividad, alcalinidad, dureza, calcio, cloruros, sulfatos y fosfatos. A estas variables se oponen el oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación, que presentan una correlación menor y en sentido contrario con este mismo eje.

Este factor diferencia, por lo tanto, entre zonas menos mineralizadas y zonas de conductividad más elevada y por lo tanto con mayores concentraciones de los parámetros más relacionados con ella como alcalinidad, dureza,

calcio,cloruros y sulfatos, principalmente. Tambien están muy correlacionados con este eje, en el mismo sentido que los parámetros de mineralización, los nutrientes, en especial los fosfatos. Sin embargo, teniendo en cuenta la posición de estas variables con respecto al segundo eje, se observa que éste discrimina entre la mayor parte de los parámetros conservativos y los no conservativos como fosfatos, nitratos, nitritos, amonio y silicatos, que se oponen, a su vez, sobre el primer eje al oxígeno y al pH.

Esta diferencia entre aguas mineralizadas y eutrofizadas podría deberse a la disminución de la reserva alcalina que se observa en tramos muy contaminados. Es decir, que obtenemos una diferenciación entre aguas poco mineralizadas, aguas más mineralizadas y aguas eutrofizadas, esto último debido tanto a un proceso natural de enriquecimiento de nutrientes a lo largo del cauce, como a la carga procedente de vertidos industriales y/o urbanos. Aunque no se han determinado parámetros indicadores de contaminación inorgánica, se considera que en muchos casos, en especial en las zonas bajas de cauces principales, la mineralización elevada y las concentraciones elevadas de nutrientes expresan tambien contaminación de otro tipo.

En la TABLA II se presentan los datos correspondientes a algunas de las variables más correlacionadas con los dos primeros ejes del ACP. Se observa que algunos ríos como el Calera, Carranza, Agüera y Ordunte, este último en la cuenca del Cadagua, presentan en las cuatro épocas una escasa mineralización y bajo contenido en fosfatos. Los ríos Mercadillo, Lea, Artibai, Arratia y Ceberio, estos dos últimos afluentes del Ibaizabal y Nervión respectivamente, presentan una mineralización media y escasa eutrofia. Son fuertemente mineralizados, aunque presentan concentraciones bajas de fosfatos, los ríos Altube (afluente del Nervión) y Andrakas. Presentan tambien estas características los ejes principales del Cadagua, Butrón y Nervión, a excepción de sus tramos finales. El río Oka presenta características intermedias entre los dos anteriores. Se pueden considerar como muy mineralizados y eutrofizados el Galindo, en especial su afluente el Ballonti; los ejes principales del Ibaizabal y Asua, así como los tramos finales de sus afluentes y los del Cadagua, Nervión y Butrón. Los ríos costeros son escasamente mineralizados, pero su mineralización aumenta considerablemente en las épocas en que disminuye el caudal.

En la Fig.2 se observa la distribución longitudinal y las variaciones estacionales de algunos de los parámetros más correlacionados con respecto al primer componente en el río Cadagua. Este río tiene dos tramos bien diferenciados por los que respecta a la química del agua y puede ser representativo de lo que sucede en la mayor parte de los ríos principales. La conductividad y los fosfatos aumentan con la distancia al origen, disminuyendo, por el contrario, la concentración de oxígeno. La alcalinidad aumenta con la distancia al origen en unas épocas y disminuye en otras. Estos parámetros fluctuan más en las últimas estaciones y esto es probable que suceda a cualquier escala temporal.

DISCUSION

Sobre el primer eje del ACP se oponen, en las cuatro épocas estudiadas el oxígeno a las variables responsables de la mineralización y eutrofización muy relacionadas en este caso con el aumento de contaminación con la distancia al origen. En general en los tratamientos multifactoriales realizados en base a este tipo de variables fisico-químicas, el primer eje es un factor de mineralización muy relacionado con la altitud y la distancia al origen (PRAT et al, 1982; SABATER & ARMENGOL, 1985).

TABLAII. Valores de algunas de las variables más correlacionadas con los dos primeros ejes del ACP
Values of the parameters more correlated with the two first axes from PCA.

			INVIERNO				PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO			
			Cond. uS/cm	Alca. meq/l	Oxíg. mg/l	Fosf. ug.at/l	Cond. uS/cm	Alcal. meq/l	Oxíg. mg/l	Fosf. ug.at/l	Cond. uS/cm	Alcal. meq/l	Oxíg. mg/l	Fosf. ug.at/l	Cond. uS/cm	Alcal. meq/l	Oxíg. mg/l	Fosf. ug.at/l
CALERA	001	CAl-1					167	1.20	16.64	0.535	192	1.28	9.50	1.436	86	0.38	11.10	0.638
CARRANZA																		
Argañeda	002	CAr-1	125	0.70	9.85	0.346	127	0.80	14.16	0.661	163	1.06	10.52	0.002	101	1.20	10.90	1.270
Escaleras	003	CE -1	0	0.38	5.98	0.238	171	0.40	14.66	0.330	109	0.48	9.22	0.191	76	0.40	11.29	0.559
Escaleras	004	CE -2	100	1.10	12.43	1.247	144	0.82	13.95	2.096	208	1.34	9.79	1.157	125	0.70	12.04	1.194
Callejuelas	005	CCa-1	75	0.44	9.99	1.998	97	0.38	12.83	0.515					70	0.24	11.01	0.777
Carranza	006	C -1	175	2.08	10.65	5.150	235	1.72	13.75	2.717	300	2.00	9.44	3.370	174	1.30	11.56	2.449
AGÜERA	007	AG -1	85	0.40	9.92	3.999	104	0.40	14.85	0.132	150	0.68	9.16	0.301	100	0.40	10.98	0.248
Agüera	008	AG -2	165	1.01	12.00	0.819	162	0.88	15.47	2.016	217	1.26	9.23	2.480	160	0.80	11.19	1.068
Agüera	009	AG -3	190	2.00	10.75	0.814	229	1.72	17.04	0.806	295	2.20	8.35	2.108	231	1.60	11.08	1.068
MERCADILLO																		
Golitza	010	MG -1	155	1.00	11.03	0.557	164	0.98	14.30	0.449	245	9.54	9.50	0.992	150	0.70	10.95	0.797
Avellaneda	011	MA -1	410	4.63	9.70	2.859	515	4.60	14.95	5.792	548	4.36	10.18	6.785	456	4.10	11.02	3.401
Golitza	012	MG -2	250	2.60	12.15	0.876	311	2.40	15.90	0.740	363	2.70	16.03	0.513	234	1.74	11.25	0.712
Galdames	013	MGa-1	300	3.10	10.75	1.247	411	3.30	13.59	1.990	427	3.10	13.11	3.064	265	2.40	10.73	0.929
Galdames	014	MGa-2	300	2.80	11.88	0.728	400	0.29	13.23	0.489	372	2.32	11.53	1.151	261	2.12	10.73	1.068
Tremoral	015	MT -1	290	1.87	9.71	1.731	369	1.85	14.20	0.680	446	2.24	10.33	1.505	215	2.20	11.18	0.354
Mercadillo	016	M -1	260	2.74	11.96	1.520	349	2.70	13.68	2.644	356	2.32	9.52	3.897	243	1.74	11.17	1.141
Mercadillo	017	M -2	275	2.72	11.64	1.378	330	2.50	16.01	2.578	375	2.54	11.12	3.171	247	1.20	11.30	0.876
Cotorrio	018	MC -1	320	3.10	10.65	0.301	391	3.20	13.63	0.270	394	3.00	9.01	0.673	192	2.30	11.01	0.843
CADAGUA	019	CA -1	432	4.32	9.96	0.232	477	3.96	13.67	0.469	510	4.00	9.63	0.140	372	4.30	9.78	0.443
Ordunte	020	CAO-1	212	1.88	11.05	0.434	178	1.34	10.25	0.330	189	1.52	9.39	0.190	71	0.92	11.47	0.499
Cadagua	021	CA -2	615	4.62	10.91	0.564	709	4.10	10.33	0.899	780	4.14	9.99	1.360	825	4.30	9.76	1.293
Ordunte	022	CAO-2	114	0.70	11.35	0.468	141	0.92	12.91	0.277	201	1.52	9.77	0.250	166	1.50	11.69	0.566
Cadagua	023	CA -3	492	3.88	11.93	0.523	602	3.42	12.74	0.667	756	3.76	10.29	0.560	769	4.20	10.90	2.105
Cadagua	024	CA -4	453	3.60	11.35	1.424	563	3.30	10.78	4.681	735	3.60	9.28	3.010	757	4.20	9.60	9.085
Cadagua	025	CA -5	447	3.62	11.23	2.249	557	3.26	11.14	1.791	723	3.30	9.99	4.230	746	4.00	15.02	10.129
Retola	026	CAR-1	230	1.52	10.58	0.550	343	2.20	10.15	0.092	457	3.30	7.68	7.630	274	1.74	10.80	1.907
Cadagua,	027	CA -6	538	3.80	10.46	5.763	615	0.48	8.54	2.625	758	3.70	5.55	3.860	799	6.40	7.98	11.014

TABLA II (Continuación)

Herrerías	028	CAH-1	383	3.96	10.26	0.298	408	3.68	9.70	0.040	377	3.26	10.17	0.250	274	3.20	12.31	0.473
Herrerías	029	CAH-4	558	5.34	11.28	0.803	522	4.20	11.79	0.231	555	4.46	10.83	4.920	451	4.50	12.21	1.623
Herrerías	030	CAH-2	470	4.62	12.88	0.810	452	3.46	11.70	0.323	408	3.20	11.91	3.650	330	3.20	14.07	4.254
Herrerías	031	CAH-3	419	3.94	10.60	1.867	391	2.90	11.75	0.376	401	2.90	7.13	5.820	1870	3.06	11.81	5.919
Cadagua	032	CA -7	484	3.60	11.32	1.219	532	3.14	7.63	1.606	721	3.80	4.58	1.250	1257	7.00	3.99	13.539
Cadagua	033	CA -8	510	3.86	10.41	1.267	604	2.24	9.14	1.395	883	1.30	7.97	2.480	1069	3.80	1.10	4.418
GALINDO	034	GA -1	157	0.90	10.43	1.110	340	2.50	15.50	0.482	314	1.90	9.37	0.398	255	2.26	10.89	0.354
Galindo	035	GA -2	258	1.32	10.43	1.185	464	2.70	12.59	3.068	527	2.86	6.94	0.398	452	3.00	6.82	2.165
	036	GAC-1	775	3.66	9.02	12.974	1950	6.00	6.49	64.432	2160	6.24	4.34	93.042	1316	4.50	8.09	39.960
	037	GAV-1	570	3.90	10.19	4.780	939	6.30	2.96	48.032	741	4.80	2.69	45.741	609	6.80	5.52	24.460
NERVION	038	N -1																
Nervión	039	N -2	402	3.80	12.19	0.851	554	4.44	12.55	1.520					287	2.84	10.83	0.995
Tartanga	040	NT-1	516	4.20	9.99	0.428					818	3.30	8.81	1.481	407	2.86	10.90	0.414
Nervión	041	N -3	3700	5.00	12.18	15.771	3457	4.54	14.67	10.077	9560	4.48	2.35	11.890	2920	4.34	8.60	19.200
Nervión	042	N -4	1852	4.60	12.45	9.529	1939	3.90	16.18	11.485	2880	2.54	7.60	9.815	1346	3.60	10.63	20.720
Altube	043	NA-1	672	2.80	10.48	0.496	663	2.76	9.47	0.277	1524	2.50	8.83	0.600	763	2.76	14.10	0.268
Altube	044	NA-2	433	1.84	10.99	0.441	453	1.82	10.71	2.102	860	1.96	8.38	0.242	510	2.40	12.55	0.255
Ibarra	045	NI-1	246	1.92	11.11	0.400	259	1.92	11.88	0.396	346	2.76	10.25	0.378	231	2.16	12.70	0.433
Arnauri	046	NAr-1	190	1.70	10.68	0.741	191	1.52	10.28	0.614	236	1.74	9.66	0.690	153	1.42	11.76	0.784
Arnauri	047	NAr-2	211	1.80	11.32	0.564	227	1.60	10.47	0.535	257	1.86	11.64	0.437	170	1.50	14.05	0.433
Altube	048	NA -3	363	1.72	0.00	2.583	405	1.72	10.74	1.481	586	2.10	8.74	0.281	344	1.96	13.53	0.757
Altube	049	NA -4	322	1.92	11.80	0.584	513	1.70	9.53	3.200	532	2.00	7.66	0.567	331	2.00	14.46	2.053
Ceberio	050	NC -1	420	2.64	12.17	0.721	432	2.00	10.16	1.090	734	1.26	9.10	0.631	524	1.00	11.02	0.632
Gocoritu	051	NG -1	322	2.50	10.76	0.680	322	2.00	10.58	0.542	411	2.88	9.97	0.255	345	2.60	10.93	0.460
Ceberio	052	NC -2	326	1.98	11.57	0.318	308	1.56	9.80	0.938	435	2.10	10.09	0.294	329	2.00	11.16	2.297
Nervión	053	N -5	766	2.80	10.08	14.004	423	2.70	17.06	15.116	1502	2.12	8.26	11.983	596	2.28	8.30	42.097
Larrumbe	054	NL -1	176	0.68	11.89	0.687	170	0.64	10.67	0.000	246	1.00	9.50	0.417	155	0.66	10.89	1.511
Nervión	055	N -6	700	2.50	10.99	5.176	731	2.10	10.00	15.076	1920	2.30	7.38	20.877	496	2.00	9.12	18.262
Nervión	056	N -7	654	2.60	11.13	4.664	777	2.48	9.52	9.776	1313	2.30	6.87	8.947	1498	3.28	7.65	10.261
IBAIZABAL	057	I -1	283	3.90	12.10	0.178	394	3.20	10.07	0.502	401	3.30	9.17	0.350	358	3.50	10.20	0.685
Elorrio	058	IE -1	181	2.10	12.73	0.943	268	1.80	10.56	1.256	417	2.24	11.52	1.235	214	1.96	10.72	1.107
Elorrio	059	IE -2	274	3.20	7.15	22.430	451	3.06	5.85	26.846	542	3.70	3.77	8.870	280	2.00	11.12	13.492
Arrazola	060	IAr-1	146	1.68	12.17	1.559	218	1.54	10.39	2.115	287	1.96	9.32	3.161	159	1.32	11.82	1.352
Atxarte	061	IAt-1	167	2.00	12.84	0.442	271	1.90	9.96	0.502	458	3.20	9.22	0.813	167	1.48	11.06	0.671
Mañaria	062	IMa-1	145	1.70	11.90	0.554	240	3.68	11.03	0.641	294	2.36	9.80	0.969	180	1.68	11.10	0.823

TABLA II (Continuación)

Elorrio	063	IE -3	278	2.40	11.95	16.563	363	2.10	0.00	21.622	584	3.04	6.14	59.136	247	1.74	11.07	5.516
Oka	064	IO -1	213	3.16	10.37	0.349	334	4.68	10.15	0.753	269	2.34	9.84	0.450	208	1.54	11.08	0.989
San Cristóbal	065	IS -1	178	2.46	11.55	0.657	254	3.90	10.56	0.799	282	2.40	9.50	1.098	168	1.54	10.91	0.672
Ibaizabal	066	I -2	343	4.46	8.89	7.300	463	6.20	9.14	11.988	522	3.80	4.00	33.210	496	4.52	5.52	57.442
Ibaizabal	067	I -3	303	3.26	7.67	7.596	417	4.92	10.02	14.448	509	3.36	4.58	25.275	460	3.80	6.82	40.730
Magunas	068	IM -1	220	2.96	12.10	0.281	333	5.20	9.55	0.601	306	2.74	10.17	0.541	202	1.90	11.14	1.068
Ibaizabal	069	I -4	372	3.34	8.25	7.038	468	5.52	7.51	15.830	649	3.30	1.66	14.390	684	4.30	2.80	37.814
Malaespera	070	IMl-1	90	0.70	11.58	0.896	171	1.50	9.59	0.667	213	1.50	9.44	0.495	125	0.76	11.44	0.592
San Martín	071	ISm-1	255	3.60	11.43	1.386	412	6.12	10.62	1.738	436	3.48	9.76	20.462	331	2.54	10.40	3.064
Ibaizabal	072	I -5	320	2.84	6.84	7.904	456	5.00	7.20	6.453	595	3.48	1.84	0.236	615	3.70	4.83	16.372
Arratia	073	IA -1	164	1.90	12.60	0.391	275	3.36	12.13	0.370	362	2.50	9.24	0.618	170	1.30	11.64	0.433
Arratia	074	IA -2	174	2.00	12.20	0.243	235	2.84	9.38	0.000	306	1.96	9.11	0.469	216	1.78	11.30	0.480
Arratia	075	IA -3	180	1.95	11.25	0.226	271	3.00	12.26	0.000	315	2.00	7.76	0.722	240	1.80	10.63	0.387
Indusi	076	IAI-1	165	1.80	11.61	0.243	244	3.00	10.74	2.248	340	2.26	9.13	0.171	150	1.40	11.37	0.553
Indusi	077	IAI-2	206	2.04	11.55	1.496	392	4.14	9.99	1.553	476	2.76	6.64	3.018	182	1.60	11.60	0.916
Gorbea	078	IAG-1	207	2.08	10.96	0.152	346	3.88	11.31	0.000	589	2.54	8.16	1.429	197	1.40	11.64	0.394
Arratia	079	IA -4	199	2.00	12.11	0.305	323	3.28	13.73	0.151	346	2.50	10.86	0.871	268	1.80	11.34	1.848
Arratia	080	IAO-1	406	3.10	12.52	2.015	555	5.16	9.13	2.830	972	3.04	7.55	6.612	488	2.60	11.12	1.524
Indusi	081	IA -5	221	2.12	12.33	0.533	351	3.76	12.53	0.892	385	2.50	11.25	2.746	283	1.92	11.84	2.390
	082	IAI-3	242	2.32	11.61	1.456	374	4.20	11.59	1.639	479	2.46	7.31	0.304	185	1.60	11.50	1.088
Arratia	083	IA -6	268	2.50	11.45	3.040	409	3.84	9.60	3.127	492	2.40	8.32	12.457	281	1.70	11.45	3.018
Larrea	084	IL -1	224	3.24	11.46	1.010	415	6.34	10.22	0.727	401	3.10	9.30	3.233	272	2.32	10.70	2.476
Erquintros	085	IEr-1	288	4.00	10.59	1.284	499	7.96	11.69	0.714	481	4.50	8.32	0.930	356	3.06	10.52	2.066
Larrabezua	086	ILa-1	271	3.50	9.32	6.479	542	5.92	6.57	15.935	507	4.10	3.95	23.720	361	2.70	9.09	8.034
Borrao	087	IB -1	170	1.52	11.45	1.181	385	4.24	11.68	0.674	443	2.86	9.85	2.214	293	1.46	11.12	1.841
Ibaizabal	088	I -6	300	2.56	8.71	5.488	429	4.80	10.62	11.618	552	3.20	6.40	15.486	619	3.60	7.06	27.306
Ibaizabal	089	I -7	442	2.00	11.21	3.873	454	0.88	10.87	4.972	478	2.50	10.36	7.618	742	0.00	7.35	12.409
Ibaizabal	090	I -8	560	2.20	9.80	6.752	596	3.70	10.15	7.353	804	2.40	10.37	9.687	857	3.40	5.95	35.197
ASUA	091	AS -1	397	2.94	8.25	9.693	550	4.56	8.38	3.709	550	4.30	7.14	7.669	412	3.40	6.49	9.877
Basobal	092	ASB-1	300	2.36	10.95	1.410	466	7.60	9.43	1.176	500	4.36	8.83	1.196	345	2.70	9.32	1.577
Asua	093	AS -2	398	2.50	3.67	3.252	684	8.68	8.70	11.181	632	4.10	7.36	13.968	528	3.48	8.95	7.776
Untza	094	ASU-1	292	1.80	10.39	0.960	587	3.80	9.39	0.826	558	4.60	9.09	0.184	414	1.88	10.13	2.495
Preguntegui	095	ASP-1	308	2.30	11.18	0.803	417	3.84	9.80	0.813	463	3.80	10.02	0.469	288	2.10	10.34	1.015
Kantarasarra	096	ASK-1	138	0.04	11.59	0.673	215	1.80	8.83	0.548	322	1.80	8.50	0.339	178	0.52	9.59	0.790
Asua	097	AS -3	476	2.60	10.63	6.008	907	3.70	6.06	15.426	715	3.56	8.81	23.718	582	2.40	10.10	7.089
Antontxune	098	ASA-1	702	3.70	9.98	3.177	716	4.40	6.97	7.882	717	4.80	4.82	9.486	1488	3.70	9.55	4.835
UDONDO	100	UD -1	431	3.26	9.83	11.787	651	8.80	10.03	6.559	648	4.40	11.29	7.741	3160	4.20	10.97	3.302

TABLA II (Continuación)

GOBELAS	102	G -1	545	5.80	7.41	5.706	775	9.00	6.09	9.925	651	4.30	2.54	22.938	691	4.28	5.97	9.170
Muñarrekolan.	103	GM -1	641	6.90	0.83	144.880	949	10.60	1.96	59.975	454	4.00	1.45	66.372	4270	4.80	4.28	93.107
Gobelas	104	G -2	558	6.32	9.73	104.292	936	9.80	7.62	48.965	786	5.00	1.02	78.864	702	4.54	8.57	52.680
Eguskiza	105	GE -1	435	3.04	10.10	3.723	797	8.50	8.56	3.154	595	4.10	8.07	22.317	485	3.80	8.88	3.685
Bolue	106	GB -1	431	3.32	10.27	5.026	619	9.00	11.58	3.656	706	5.20	8.38	54.854	553	4.40	10.73	3.698
Bolue	107	GB -2	372	2.46	10.33	4.903	572	7.54	10.94	3.603	539	4.00	9.54	2.941	472	3.50	9.55	3.632
Gobelas	108	G -3	567	5.40	5.04	126.692	773	7.40	4.52	72.835	776	4.80	0.78	75.508	695	3.68	7.59	150.340
BUTRON	109	B -1	472	4.80	9.03	0.284									367	4.00	11.38	0.420
Butrón	110	B -2	516	5.00	11.26	0.803	444	3.52	16.82	0.416	442	3.08	11.54	1.020	341	3.20	16.63	3.632
Rigoitia	111	BR -1	505	4.60	10.08	1.615	490	0.40	8.80	0.998	542	3.90	8.06	0.742	397	3.10	8.53	1.154
Rigoitia	112	BR -2	288	2.14	12.50	1.069	296	1.92	10.89	1.170	430	2.60	10.32	1.793	358	3.00	10.24	5.166
Atxispe	113	BAt-1	607	5.20	11.16	1.519	563	4.10	9.89	1.148	530	3.84	8.89	0.560	516	4.56	9.74	0.486
Butrón	114	B -3	407	3.46	12.47	0.789	497	3.10	11.09	0.323	490	2.50	11.67	0.327	384	2.80	11.02	2.482
Bolintxu	115	BB -1	487	4.64	11.13	0.653	480	3.80	11.28	0.647	508	4.00	9.62	1.059	434	4.48	9.20	1.438
Sollube	116	BS -1	227	1.50	10.88	0.755	291	0.20	10.11	0.462	317	2.10	9.15	0.229	274	2.32	10.38	0.328
Telleri	117	BT -1	282	1.26	10.61	1.444	228	0.90	10.22	0.575	357	2.00	10.07	1.070	338	2.44	11.60	1.154
Larrauri	118	BL -1	131	0.42	11.19	0.523	123	0.24	11.23	0.297	237	1.50	6.28	0.275	225	2.00	7.79	0.419
Larrauri	119	BL -2	309	1.64	10.42	1.853	439	1.98	9.85	3.061	507	2.48	6.83	3.765	458	3.04	8.26	13.393
Butrón	120	B -4	457	3.44	11.13	2.829	487	2.60	9.14	2.010	418	0.00	7.39	3.797	460	3.08	5.76	3.831
Achuri	121	BAc-1	464	4.10	12.35	4.521	725	4.56	12.68	6.850	580	4.36	6.83	7.178	460	5.26	6.14	23.070
Butrón	122	B -5	474	3.66	10.24	10.586	573	2.90	8.53	26.581	526	2.60	2.10	1.120	555	3.48	2.47	55.240
Azoloerreka	123	BA -1	158	0.44	10.55	1.055	362	2.14	9.85	0.621	348	2.04	10.45	0.554	300	1.80	11.32	1.214
Andrakas	124	BAn-1	212	1.10	10.74	1.328	496	3.74	8.71	0.522	511	3.80	9.13	9.200	413	1.46	8.50	2.205
Butrón	125	B -6	443	3.42	10.95	21.386	466	3.08	9.93	15.274	504	2.44	6.09	11.300	507	3.12	3.05	31.300
Amazkari	126	BAm-1	260	1.68	11.23	2.045	556	4.80	9.53	16.398	663	5.20	7.28	0.954	600	5.00	6.63	75.250
Errazkondo	127	BE -1					614	4.64	13.45	2.400	641	4.50	10.90	4.523	558	4.72	11.68	14.715
Butrón	128	B -7					483	3.04	9.81	15.604	529	2.60	7.25	6.476	503	2.88	3.66	32.720
Kukutxa	129	BK -1	370	2.14	11.31	8.389	749	4.74	8.48	21.246	784	5.30	2.88	54.115	693	4.50	4.72	63.690
ANDRAKAS	130	AN -1	343	4.60	11.37	0.284	546	3.92	10.89	1.619	483	3.72	12.46	1.105	447	4.40	12.77	0.533
ESTEPONA																		
B. Infierno	131	ESi-1	73	0.44	10.97	0.118	125	0.32	10.75	0.290	160	0.90	9.29	0.165	161	1.12	10.47	0.255
Carracola	132	ESc-1	104	1.00	12.29	0.324	154	0.54	10.85	0.409	264	1.70	9.21	0.099	230	1.70	10.61	0.248
Estepona	133	ES -1	137	0.40	12.34	0.136	192	0.50	12.22	0.568	318	1.40	8.62	0.145	288	1.46	11.02	0.248
ARTIGAS	134	AR -1	120	0.84	8.95	0.141	245	1.18	10.39	0.376	385	2.76	8.84	0.145	291	2.58	10.24	0.387

TABLA II (Continuación)

SOLLUBE	135	SO -1	96	0.76	11.82	0.050	139	0.56	10.17	0.674	224	1.46	10.82	0.093	179	0.64	11.19	0.347
Sollube	136	SO -2	103	0.84	10.43	0.187	143	0.50	9.16	0.469	350	2.44	8.36	1.552	181	1.34	11.97	0.645
OKA	137	O -1	320	3.86	11.48	0.791	413	4.00	11.22	0.773	390	3.10	8.88	0.819	352	3.60	13.47	0.889
Ibarruri	138	OI -1	340	4.06	6.98	0.899	456	4.30	10.34	0.786	454	3.70	7.99	1.280	362	3.70	13.41	0.955
Oka	139	O -2	340	4.00	12.44	0.956	429	3.80	10.09	0.826	409	0.30	10.06	0.476	355	3.72	13.96	60.685
Oka	140	O -3	370	3.88	12.27	1.532	453	4.30	9.76	1.236	381	2.90	11.51	1.189	469	3.68	0.00	6.547
Txareta	141	OT -1	350	3.68	7.13	0.466	450	4.00	10.74	0.297	402	3.06	9.66	0.197	333	3.42	13.29	0.480
Eder	142	OE -1	274	4.40	12.01	0.187	413	3.30	10.07	0.000	421	3.16	10.45	0.294	362	3.36	11.39	0.374
Baldatika	143	OBa-1	213	2.30	12.53	0.677	316	3.60	10.25	1.249	261	1.90	11.46	0.304	305	2.68	10.65	0.559
Berrakondo	144	OB -1	0	3.74	11.25	0.369	408	3.80	11.03	0.284	408	3.30	10.75	0.255	341	3.46	0.00	0.354
Berrakondo	145	OB -2	292	4.20	11.48	0.067	443	4.32	10.52	0.350	446	3.40	10.51	0.599	365	3.48	10.70	0.830
Golako	146	OG -1	250	2.84	10.37	0.688	402	3.60	10.39	0.383	398	3.32	9.35	0.255	365	3.40	11.20	0.328
Golako	147	OG -2	200	2.24	10.05	1.309	265	1.92	10.64	0.423	326	2.28	9.02	0.300	273	2.28	12.52	0.420
Gaztiburu	148	OGa-1	130	0.90	10.78	0.426	125	0.56	10.65	0.925	222	1.52	9.65	0.197	130	0.88	11.18	0.440
Golako	149	OG -3	210	2.10	11.56	1.167	270	1.70	12.54	0.727	362	2.52	12.43	0.099	291	2.18	14.42	0.453
Huarka	150	OH -1	170	1.10	10.64	0.654	176	0.96	10.51	0.409	264	1.88	8.66	0.339	193	1.16	12.22	0.354
Oma	151	OO -1	900	3.70	9.83	1.076	439	3.72	11.08	0.753	472	3.46	13.60	0.638	414	3.36	10.61	1.015
LAGA	152	LAg-1	160	1.72	10.95	0.359	289	1.85	10.81	0.416	454	3.20	8.26	0.141	280	2.74	8.10	0.361
Laga	153	LAg-2	222	2.74	11.18	2.495	360	2.46	8.96	4.655	558	3.80	2.15	29.797	394	3.30	6.12	12.210
EA																		
Goikoetxe	154	EG -1	187	1.86	11.35	0.803	310	1.96	10.65	0.621	462	2.90	9.34	1.098	324	2.68	10.48	0.770
Ea	155	E -1	219	2.42	11.42	1.212	385	2.84	10.58	2.294	429	3.06	9.66	0.248	345	3.20	11.35	0.506
LEA	156	L -1	178	2.60	10.49	0.612	264	2.22	14.71	0.661	358	3.20	9.36	0.088	223	2.50	13.08	0.427
Lea	157	L -2	196	2.80	11.55	1.751	252	2.16	14.56	1.097	352	2.70	9.38	1.629	232	2.90	13.38	1.101
Oiz	158	LO -1	132	1.46	12.36	0.687	152	1.00	14.74	0.985	249	1.80	8.90	0.566	127	1.64	13.02	0.658
Lea	159	L -3	193	2.50	11.67	1.021	242	1.90	15.92	1.064	357	2.60	12.75	2.639	195	2.00	11.89	1.127
Asua	160	LA -1	220	1.76	10.50	0.680	173	1.30	15.55	0.839	309	1.96	9.07	0.088	164	1.36	12.58	0.519
Okanika	161	LOK-1	198	2.76	10.70	0.482	356	2.40	14.13	1.130								
Lea	162	L -4	200	2.64	10.83	0.760	273	2.04	14.71	1.223	353	2.50	9.99	1.470	211	2.54	12.23	1.081
Izaslo	163	LI -1	129	1.44	11.00	0.482	171	1.20	16.19	4.139	298	2.44	10.12	0.620	170	1.64	12.19	0.830
Urio	164	LU -1	150	1.64	10.64	0.432	202	1.36	13.90	1.229	315	2.60	9.59	0.566	195	1.68	12.20	0.790
Urio	165	LU -2	175	2.08	12.17	0.905	239	1.60	14.83	2.109	358	2.24	10.38	1.842	203	2.00	11.76	1.868
Lea	166	L -5	206	2.60	11.69	1.586	271	2.10	14.77	1.388	375	2.40	9.93	1.576	203	2.38	12.22	1.676

TABLA II (Continuación)

ARTIBAI	167	A -1	205	3.10	10.21	1.587	445	3.92	10.59	0.389	427	0.29	8.88	0.300	245	2.52	11.62	0.949
Axpe	168	AAx-1	200	3.12	10.61	1.667	355	3.36	11.75	0.852	423	0.31	9.01	3.650	238	2.56	12.68	1.227
Artibai	169	A -2	221	3.34	11.45	0.370	393	3.60	10.44	0.317	392	0.29	9.64	0.140	238	2.48	11.91	1.352
Artibai	170	A -3	213	3.28	12.45	0.375	346	3.16	10.90	0.978	380	0.39	12.10	0.780	272	3.04	12.67	1.154
Urko	171	AU -1	161	2.68	11.40	1.456	230	1.80	10.31	1.269	283	0.33	9.90	2.850	190	1.64	10.98	3.163
	172	AE -1	143	1.82	11.25	0.875	171	1.08	11.72	0.257	237	0.33	9.99	0.350	153	1.14	11.38	1.584
Urko	173	AU -2	201	2.86	11.95	1.564	282	1.90	14.20	1.692	346	0.40	9.99	3.970	213	1.90	11.95	2.568
Artibai	174	A -4	232	3.52	9.41	2.254	340	2.76	14.06	3.312	406	0.58	5.08	12.730	261	2.50	11.33	4.379
Amalloa	175	AA -1	131	1.70	12.31	0.402	161	1.12	14.06	0.753	274	0.28	10.94	0.670	175	1.44	13.30	1.068
Artibai	176	A -5	230	3.26	11.85	2.203	291	2.38	14.44	2.273	484	0.54	5.12	11.140	263	2.50	12.24	4.015
EGO	177	EGO-1					337	3.06	13.78	0.614	332	0.18	10.32	0.268	275	2.80	10.52	0.969
Ego	178	EGO-2					678	5.52	5.53	37.029	378	0.42	7.84	12.800	358	3.40	9.70	41.133

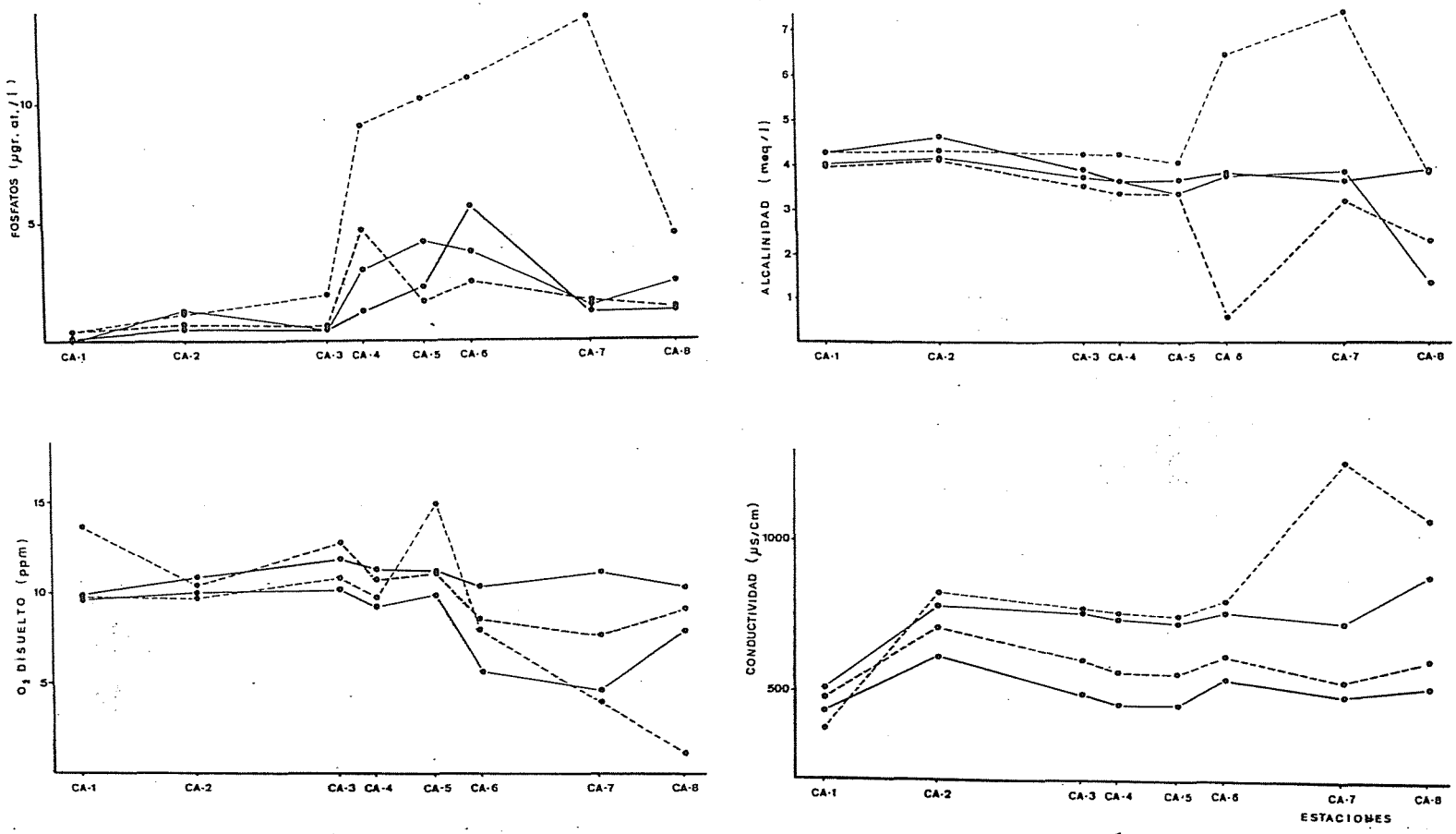


Fig.2. Distribución espacio-temporal de los valores de fosfatos, oxígeno, conductividad y alcalinidad en el río Cadagua.- Seasonal and longitudinal distribution of phosphate, oxygen, conductivity and alkalinity in the river Cadagua.
Winter (———), Spring (-----), Summer (———) and Fall (-----).

Por otro lado, en este estudio el segundo eje discrimina entre las variables responsables de la mineralización y los nutrientes y la materia orgánica principalmente.

El área de estudio se puede considerar como una zona de mineralización elevada, como corresponde a una red que atraviesa en su mayor parte terrenos calizos. Una excepción a esto la constituyen los ríos más occidentales y algunos ríos costeros, escasamente mineralizados. Por el contrario, conductividades especialmente elevadas se han dado en las zonas influidas por los diapiros salinos de Orduña y Villasana de Mena.

La conductividad aumenta con la distancia al origen, como es habitual en la mayor parte de los ríos (CAPBLANQ & TOURENQ, 1978; JOHNSON & MUIR, 1977; NISBERT & VERNEAUX, 1970; PRAT et al. 1982; SABATER & ARMENGOL, 1985), de la misma forma que los nutrientes, los demás iones y la materia orgánica.

Este aumento, que tambien se produce en condiciones naturales, siempre que el río no reciba aportes laterales de importancia muy diluidos, se debe en este caso a los aportes industriales y/o urbanos, que se concentran principalmente en los tramos finales. De considerable importancia puede ser tambien el aporte de iones por precipitación atmosférica, en especial los compuestos de azufre y nitrógeno. Según MEYBECK (1979) la precipitación atmosférica es responsable, en general, de un elevado porcentaje de las sales en disolución en el agua.

Se observan cambios estacionales en los parámetros responsables de la mineralización, cuya concentración aumenta en las épocas de menor caudal, que en este caso coincidieron principalmente con las de verano y otoño.

La concentración de oxígeno y su porcentaje de saturación disminuyen, por el contrario, en verano y otoño, en especial en las cuencas más industrializadas. Sin embargo, se puede considerar que son aguas bien oxigenadas, a excepción de algunos puntos de lo ríos más contaminados. Los elevados porcentajes de saturación registrados en primavera en algunos ríos se pueden interpretar como indicadores de una intensa actividad fotosintética, lo que es especialmente evidente en el caso del río Lea.

En los ríos someros la comunidad vegetal, dominada por macrófitos y perifiton, suele ser abundante en las épocas favorables si la disponibilidad de nutrientes es buena y si le son favorables factores tales como la movilidad del sustrato y la velocidad de la corriente, entre otros (WONG et al.,1979). En estas situaciones el nivel de nutrientes en los ríos puede mostrar cambios estacionales, con mínimos en épocas de crecimiento CAPBLANCQ & TOURENQ,.1978). Sin embargo en este estudio los cambios estacionales en la concentración de nutrientes están más influidos por los vertidos y por los cambios de caudal que por la actividad de los organismos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del " Estudio hidrobiológico de la red hidrográfica de Bizkaia " realizado por la Diputación Foral de Bizkaia " a quien agradecemos su financiación.

BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA, VPCP. 1985. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater.XIV ed. Washington. 1193 pp.

CAPBLANQ, J. & TOURENQ, J.-N. 1978. Hydrochimie de la riviere Lot. Annls. Limnol., 14(1-2):25-37.

CUSHING, C.E., Mc INTIRE, C.D., SEDELL, J.R., CUMMINS, K.W., MINSHALL; G.W., PETERSEN; R.C. & VANNOTE, R.L. 1980. Comparative study of physical-chemical variables of streams using multivariate analyses. Arch. Hydrobiol. , 89: 343-352.

GOLTERMAN, H.L. (ed.).1969. Methods for chemical analysis of freshwaters. IBP Handbook 8. BLackwell. Oxford.127pp.

JOHNSON, W.D. & MUIR, G.L. 1977. Chemistry of the Castlereagh river New South Wales. Aust.J. Mar. Freshwater Res. 28:638-692.

LEBART, L. & Morineau, I.A. 1982. Systeme portable pour lănalyse des des donnes. SPAD, Cesia. Paris.

MEYBECK, M. 1979. Concentrations des eaux fluviales en ĕlĕments majeurs et apports en solution aux oceans. Rev. Gĕol. dynam. Gĕogr. phys., vol 21(3) :215-246.

NISBERT, M. & VERNEAUX, J. 1970. Composantes chimiques des eaux corantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretatio des analyses chimiques. Annls. Limnol.,6(2): 161-190.

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. I. Els factor fisics i químics del medi. Estudis i monografies,9. Servei del Medí Ambient. Diputació de Barcelona. 185 pp.

SABATER, F. & ARMENGOL, J. 1985. Caracterización química del río Ter. Limnĕtica (en prensa).

STAZNER, B. & HIGHER, J. 1986. Stream hidraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freswater biol., 16(1): 127-144.

WONG, S.L., CLARK, B., KOCIUW, R.F. 1979. An examination of the effects of nutrients on the water quality of shallow rivers. Hidrobiologia, 63: 231-239

ESTUDIO FISICO-QUIMICO DE LOS RIOS DE LA CUENCA DEL BERNESGA (LEON)

Margarita FERNANDEZ ALAEZ, Yolanda IBAÑEZ y Mª del Camino FERNANDEZ ALAEZ

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. Campus de Vegazana, 24071 LEON.

Palabras clave: contaminación, química del agua, río Bernesga (León).

SUMMARY

PHYSICAL AND CHEMICAL STUDY OF THE RIVERS OF THE BERNESGA BASIN (LEON, SPAIN)

Key words: pollution, water chemistry, Bernesga river (León, Spain).

The increase in mineralization from the source to the mouth and the human influence (urban and industrial wastes, miner and agricultural activities) are the esencial factors controlling the characteristics of the rivers. This is deduced from a principal components analysis applied to the seasonal information for 24 sampling plots in the Bernesga basin. The influence of the second component is more pronunced in the Bernesga river than its principal tributary, the Torío river, because of the mining exploitation and the population urban impact in the middle-upper stretch. However, the Bernesga river shows a self-purifier power, and both rivers reach to León town with similar chemical characteristics. The urban wastes break the previous chemical stability.

INTRODUCCION

Un ecosistema fluvial presenta una enorme superficie de interacción con los ecosistemas terrestres, que exportan al agua una parte de su producción, y se integran con él en una unidad funcional más equilibrada (MARGALEF, 1983).

Los principales factores que controlan la composición química de las aguas bajo condiciones naturales son: la estructura geológica y litológica de la cuenca, la topografía, el clima, la vegetación y los organismos, y han sido identificados por GIBBS (1970) y GORHAM (1961). En la mayoría de los casos, la influencia del hombre se añade a estos mecanismos, ya sea por el vertido directo de aguas residuales de origen urbano o industrial, o por actividades relacionadas con la agricultura. La importancia relativa de todos estos factores se enmascara por grupos de interacciones que dificultan la interpretación de las contribuciones individuales a la composición del río.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 179-190

No obstante, son varios los autores (CAPBLANCQ y TOURENQ, 1978; SABATER y ARMENGOL, 1985) que consideran que en la zona templada la composición química del agua se relaciona más directamente con la litología de la cuenca y la influencia humana.

Con este trabajo se pretende obtener una caracterización química global de los ríos de la cuenca del Bernesga, evaluando los cambios que derivan de los impactos recibidos; pero haciendo especial hincapié en el análisis comparativo de la estructura y funcionamiento del Bernesga y Torío. Los resultados que de aquí deriven podrán complementar a otros estudios realizados en la cuenca, y que hacen referencia a la distribución de los macrófitos en el Bernesga (FERNANDEZ, 1986) y de los macroinvertebrados en el Bernesga (PRADO, 1985) y el Torío (DE SOTO, 1986).

DESCRIPCION GENERAL DE LA ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del río Bernesga, de 1188 km^2 de extensión, se localiza en la provincia de León, y vierte sus aguas a la cuenca del Esla (fig. 1). El norte de la cuenca lo constituye un sector de la Cordillera Cantábrica, y como tal se caracteriza por la gran elevación y escabrosidad de las sierras. El Bernesga nace en las inmediaciones del Puerto de Pajares a 1600 m de altitud, y recorre 80 km; por su margen derecha, y en las localidades de Villamanín y La Pola de Gordón recibe respectivamente al Rodiezmo y Casares. En el término de La Robla deja el relieve montañoso y se abre paso hacia los terrenos meseteños. Inmediatamente después de atravesar la ciudad de León recibe por la izquierda las aguas de su principal afluente, el Torío, que nace en el Puerto de Piedrafita, a 1640 m, discurriendo prácticamente paralelo al Bernesga en su recorrido de 57 km.

El sector montañoso de la cuenca lo forman esencialmente terrenos paleozoicos, de una gran variedad litológica. Los terrenos calizos se concentran con preferencia en este sector, y dispuestos en franjas alternan casi en un 50% con cuarcitas, pizarras y areniscas. A estos materiales paleozoicos se oponen las formaciones terciarias y cuaternarias que rellenan la cuenca del Duero, y que son predominantemente de naturaleza silícea. Arcillas, areniscas y margas constituyen los materiales

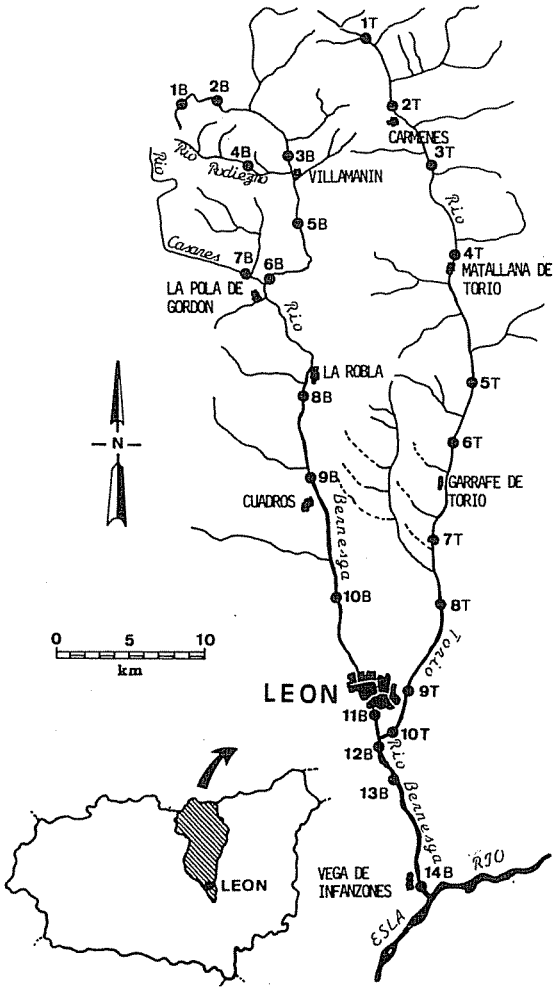


Fig. 1.- Mapa de la cuenca del Bernesga indicando la localización de las estaciones de muestreo.

Map of the Bernesga basin showing the sampling sites.

miocénicos, que se entremezclan con depósitos cuaternarios detríticos formados por gravas sueltas cuarcíticas (rañas).

La mayor parte de la cuenca pertenece según PAPADAKIS (1961) a dos tipos de clima; mediterráneo templado fresco que tiene el límite inferior a nivel de La Robla, y mediterráneo templado seco hasta prácticamente la desembocadura; pues sólo una pequeña zona en la confluencia con el Esla se asocia con un clima mediterráneo semiárido continental semicálido. El régimen hidrológico depende sobre todo de las aportaciones en la parte superior de la cuenca. En el sector montañoso las precipitaciones anuales superan considerablemente los 1000 mm. El periodo de mayores precipitaciones se extiende de Octubre a Mayo, con máximos en Diciembre y Enero. En la mitad inferior de la cuenca la pluviosidad se reduce mucho, existiendo un periodo árido. Las fuertes variaciones del caudal a lo largo del periodo anual y en años sucesivos son reflejo de la irregularidad del clima mediterráneo (FERNANDEZ, 1986).

La población se encuentra desigualmente repartida en la cuenca. Se concentra en la capital de la provincia, que representa un importante foco ce contaminación puntual, dado que el Bernesga y el Torío reciben sin depurar los vertidos urbanos e industriales. Los municipios de La Robla y La Pola de Gordón, enclavados en las márgenes del Bernesga en torno a cuencas mineras, poseen una elevada densidad de población, y son, aunque en menor escala, importantes fuentes de polución local.

MATERIAL Y METODOS

Se establecieron a lo largo de la cuenca hidrográfica del Bernesga 24 estaciones de muestreo (fig. 1), que fueron objeto de estudio durante cuatro campañas estacionales, que se corresponden con el otoño de 1985, invierno, primavera y verano de 1986.

La determinación de las características físico-químicas del agua se realizó en el campo y en el laboratorio. En el primer caso, se midieron en cada punto: pH (pHmetro WTW), oxígeno disuelto (medidor de oxígeno WTW), temperatura del agua y conductividad (HACH DR-EL2). En el laboratorio se analizaron los siguientes parámetros: cloruros, amoniaco, sodio, potasio y calcio, usando electrodos selectivos Orion (94-17B, 95-12, 97-11, 93-19 y 93-20 respectivamente); alcalinidad (método volumétrico, GOLTERMAN **et al.**, 1978), magnesio (método complexiométrico, Standard Methods, 1980), sulfatos (método turbidimétrico, Standard Methods, 1980) y sólidos en suspensión totales (método de filtración, RODIER, 1981). Mediante el método colorimétrico se determinó la concentración de fosfatos (MURPHY y RILEY, 1962), silicatos (Standard Methods, 1980), nitritos (SHINN, 1941) y nitratos (Standard Methods, 1975). Además de estas variables se calcularon para cada estación de muestreo los factores geográficos altitud y distancia a la desembocadura.

En el tratamiento estadístico de los datos se ha aplicado el análisis de componentes principales según el programa "Factor analysis BMDP4M" (1982). Previamente, y al objeto de estabilizar la varianza (CASSIE, 1963; IBAÑEZ, 1971), se ha realizado la transformación $x = \log (x+0,001)$ de todas las variables a excepción del pH.

RESULTADOS Y DISCUSION

Evaluación general de los parámetros físico-químicos del agua

Los resultados del análisis de las muestras de agua en las diferentes

estaciones de muestreo aparecen recogidos en las tablas 1 y 2: en la primera los correspondientes al Bernesga y sus pequeños afluentes, Rodiezmo y Casares; y en la segunda, los del Torío. Se expresan en forma de medias anuales, aunque indicando en cada caso los valores mínimo y máximo registrados a lo largo de las cuatro estaciones que componen el ciclo hidrológico.

En el Bernesga, y por lo que hace referencia a los elementos mayoritarios (Ca^{++}, HCO_3^-, Cl^-, $SO_4^=$, Mg^{++}, Na^+ y K^+), que tienen su expresión general en la conductividad, se pone de manifiesto la conocida tendencia observada en un río de un aumento progresivo de la mineralización desde la cabecera a la desembocadura (MARGALEF, 1983). Pero además de ésto, el impacto de las explotaciones mineras situadas en el tramo superior, algunas muy próximas a la cabecera, unido, en general, al desarrollo de importantes núcleos de población, se deja sentir de forma puntual en Busdongo (2), La Pola de Gordón (6), y sobre todo en La Robla (8); y se manifiesta fundamentalmente en aumentos de sulfatos, cloruros, sodio y sólidos en suspensión (tabla 1). Los vertidos domésticos e industriales de la ciudad de León inciden notoriamente sobre los valores de conductividad, y es por ello que en el tramo final del río se superan los 1000 µmhos/cm. Estos aumentos de conductividad, ligados a focos de contaminación puntual, se acusan sobre todo en verano y otoño (fig. 2) por efecto de la disminución de caudal.

Esta contaminación, acentuada en el tramo final, eleva también de for

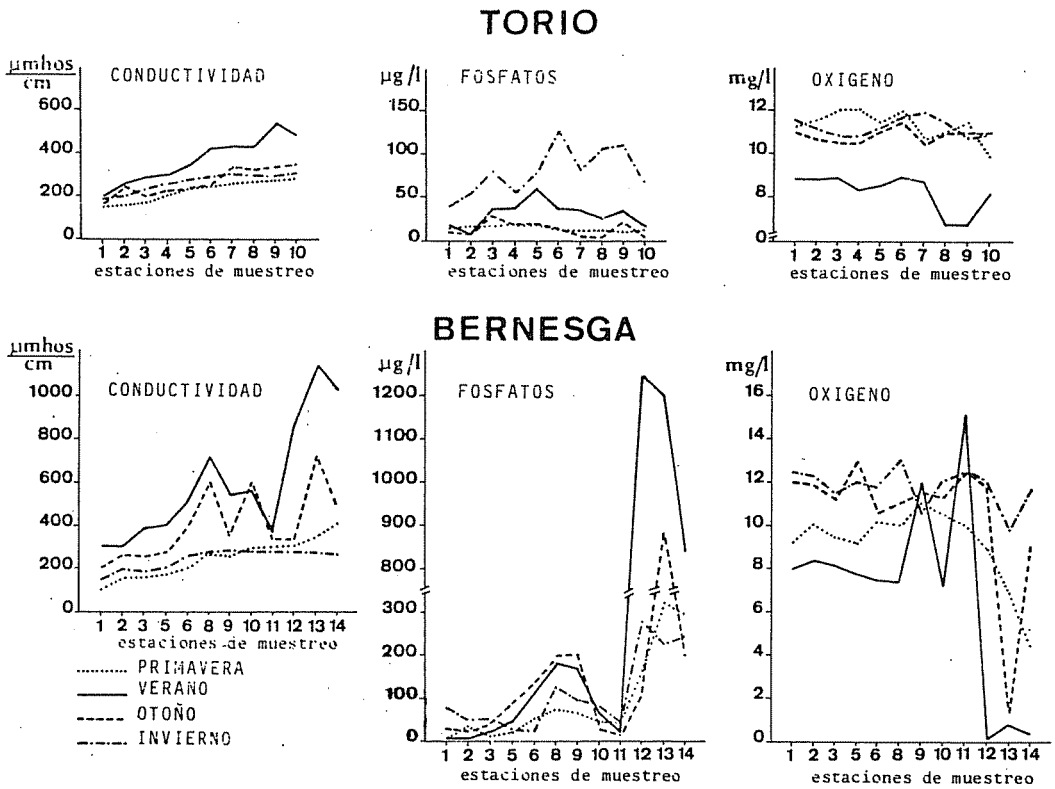


Fig. 2.- Variación espacio-temporal de la conductividad, fosfatos y oxígeno disuelto en el Bernesga y el Torío.

Space-temporal variation of conductivity, phosphate and oxygen in the Bernesga and the Torío rivers.

VARIABLES	ESTACIONES DE MUESTREO													
	1B	2B	3B	4B	5B	6B	7B	8B	9B	10B	11B	12B	13B	14B
CONDUCTIVIDAD (µmhos/cm, 25ºC)	190,62 99-298	229,88 156-298	247,60 156-390	251,80 167-377	260,40 170-394	346,00 206-520	330,00 254-412	62,50 267-710	363,80 273-540	430,70 279-606	317,70 279-355	445,40 279-852	622,20 272-1136	548,00 271-1025
pH (unidades)	7,31 6,50-8,00	7,34 6,80-7,85	7,50 7,10-8,10	7,42 6,70-7,80	7,35 7,15-7,50	7,75 7,40-8,20	7,79 7,60-8,10	7,87 7,45-8,40	8,02 7,50-8,40	7,82 7,30-8,50	8,15 7,50-8,50	7,90 7,50-8,50	7,91 6,80-9,20	7,40 7,00-7,65
ALCALINIDAD (mg/l CO_3Ca)	0,52 0,32-0,76	0,92 0,56-1,60	1,15 0,56-1,68	1,16 0,76-1,88	1,34 0,92-2,04	1,62 1,28-2,44	1,93 1,16-2,96	1,96 1,44-3,08	2,01 1,28-3,28	2,21 1,60-3,50	2,02 1,56-2,88	2,76 1,76-5,52	3,75 1,92-6,20	2,58 1,88-3,36
CLORUROS (mg/l)	8,29 5,09-12,7	6,18 3,59-8,42	5,85 2,71-11,0	4,00 3,22-5,40	6,10 3,98-9,82	7,54 4,82-13,2	4,66 4,37-5,00	8,47 5,54-12,5	7,90 5,76-10,2	6,28 4,69-7,59	9,42 5,79-16,4	19,00 6,78-53,7	53,35 9,78-136	42,68 10,8-135
SULFATOS (mg/l)	6,90 1,08-11,7	21,50 11,7-39,6	8,62 5,25-16,1	5,05 2,06-8,25	8,10 6,13-11,5	25,56 10,6-44,2	8,96 3,19-15,4	34,95 8,00-70,5	29,31 12,3-50,7	21,86 11,5-36,5	23,12 14,0-33,5	23,58 16,2-44,5	44,01 14,8-72,5	33,34 20,2-47,5
CALCIO (mg/l)	15,11 4,54-20,8	23,92 14,0-30,4	22,58 15,8-29,9	23,00 19,2-30,2	27,20 21,4-36,0	34,18 27,0-46,0	40,42 27,5-63,9	46,88 34,6-80,9	49,52 39,0-76,6	54,28 42,0-79,3	40,38 34,3-42,6	42,18 21,6-63,9	47,45 41,8-54,0	50,80 44,9-66,1
MAGNESIO (mg/l)	2,19 0,97-3,40	4,33 2,75-7,29	5,47 2,43-8,75	7,27 3,88-10,2	8,38 4,37-13,6	8,81 5,35-12,4	6,92 4,86-8,26	9,69 5,35-19,4	8,26 5,35-10,7	8,46 5,40-13,1	8,02 5,83-11,2	8,20 5,59-14,6	9,05 6,32-12,6	9,98 5,83-14,6
SODIO (mg/l)	8,50 3,13-22,5	10,87 3,52-26,7	3,14 1,31-5,67	1,12 0,60-1,47	2,21 1,12-3,24	5,29 2,05-8,43	1,00 0,09-1,92	8,13 2,46-15,4	6,67 2,70-12,0	4,22 2,57-7,43	5,54 2,75-11,9	18,39 1,57-64,9	33,10 5,16-77,5	20,38 4,49-62,0
POTASIO (mg/l)	0,16 0,03-0,44	0,17 0-0,504	0,15 0-0,455	0,58 0-1,700	0,26 0-0,782	0,33 0-0,991	0,41 0-1,220	0,53 0-1,560	0,48 0-1,430	0,28 0-0,853	0,39 0-1,150	1,32 0-3,990	3,46 0-10,30	2,86 0,02-8,53
$N\text{-}NH_3$ (µg/l)	52 0-106	33 0-61	52 0-87	158 0-424	50 0-108	54 0-101	119 0-216	107 0-193	68 0-106	48 0-119	179 0-557	270 129-10246	398 405-12459	210 131-7688
$N\text{-}NO_2^-$ (µg/l)	7,8 0,1-28	1,5 0,1-3	12 0,1-38	46 0,1-51	12 0,1-30	31 2-79	39 2,5-110	69 9-184	69 8,5-214	10 4-19	10 5-20	70 26-120	222 15-800	98 19-238
$N\text{-}NO_3^-$ (µg/l)	681 191-1770	828 211-2316	197 100-336	761 464-945	612 311-854	766 241-1691	615 241-1184	956 543-1198	926 734-1298	562 120-1359	516 201-684	646 120-1107	307 120-504	451 120-754
FOSFATOS (µg/l)	27,75 1-75	27,50 5-48	30,50 12-52	33,00 12-55	44,50 20-85	81,50 26-135	50,00 26-90	145,5 74-199	133,25 68-200	58,00 35-68	29,50 15-45	447,75 116-1240	654,50 225-1200	394,00 200-840
SILICATOS (mg/l Si)	2,38 1,39-3,80	2,62 1,00-4,59	3,15 2,18-4,99	3,29 2,47-5,03	3,39 2,47-5,38	3,01 2,11-4,47	3,47 2,82-5,01	3,93 1,83-6,26	3,37 1,20-5,54	3,41 0,63-5,63	2,68 0,58-5,17	3,72 1,45-5,29	4,10 2,43-5,48	3,71 1,81-5,14
SST (mg/l)	8,75 0-26	30,75 3-66	20,25 3-64	21,50 5-68	9,00 0-26	3,50 0-6	5,25 0-12	33,25 0-120	9,25 2-20	5,00 2-8	4,75 0-10	32,50 1-67	61,62 6-150	44,87 13-80
OXIGENO (mg/l)	10,42 8,0-12,5	10,62 8,4-12,3	10,10 8,2-11,5	10,58 7,3-13,0	10,50 7,8-13,0	10,02 7,5-11,8	10,17 7,9-12,3	10,35 7,4-13,0	11,25 10,5-12,0	10,22 7,1-12,0	12,52 10,0-15,1	8,21 0,14-12,0	4,75 0,8-9,8	6,40 0,4-11,7

Tabla 1.- Resultados del análisis físico-químico del agua en las estaciones del Bernesga, Rodiezmo y Casares. Se dan en forma de medias anuales, indicando los valores mínimo y máximo medidos en el periodo de estudio.

Resultats of the physical and chemical analysis in the samples of the Bernesga, Rodiezmo and Casares rivers. The average values are indicated, showing for each sampling plots the minimun and maximun values measured in the period studied.

ma considerable los contenidos en $N-NH_3$, $N-NO_2^-$ y fosfatos, que llegan a alcanzar en esta última zona del río valores alarmantemente altos. Al mismo tiempo, los niveles de oxígeno disuelto se reducen, hasta el punto de establecerse en verano condiciones de práctica anoxia (0,4 mg/l).

En la figura 2 se indica la variación espacio-temporal del fosfato y el oxígeno disuelto, por tratarse de algunos de los parámetros más significativos. En el caso del fosfato se produce un primer aumento relacionado con la influencia de los núcleos urbano-industriales de Santa Lucía de Gordón, Ciñera, La Pola de Gordón y La Robla, que se acusa en verano y otoño. Probablemente por efecto del proceso de autodepuración, el contenido en fosfato se reduce en las estaciones 10 y 11, aunque más tarde el impacto de la capital hace que los valores lleguen a situarse en torno a 1200 µg/l en el verano, coincidiendo con un fuerte descenso de oxígeno disuelto. Conviene mencionar el incremento de $N-NH_3$ y $N-NO_2^-$ en las estaciones situadas en el Rodiezmo (4) y Casares (7), que se puede atribuir a las actividades del ganado que utiliza los prados circundantes.

Tabla 2.- Resultados del análisis físico-químico del agua en las estaciones del Torío. Se dan en forma de medias anuales, indicando en cada punto los valores mínimo y máximo medidos en el periodo de estudio.

Results of the physical and chemical analysis in the samples of the Torío river. The average values are indicated, showing for each sampling plot the minimum and maximum values measured in the period studied.

VARIABLES	ESTACIONES DE MUESTREO									
	1T	2T	3T	4T	5T	6T	7T	8T	9T	10T
CONDUCTIVIDAD (µmhos/cm,25ºC)	172,50 149-199	210,50 156-249	221,40 170-284	244,00 206-291	267,50 227-341	295,00 234-412	326,80 256-426	323,00 263-426	353,80 270-525	346,00 277-469
pH (unidades)	7,26 7,05-7,50	7,24 6,95-7,50	7,51 7,15-7,80	7,65 7,35-7,85	7,24 7,10-7,40	7,69 7,40-8,20	7,74 7,20-8,20	7,50 7,40-7,62	7,59 7,30-7,85	7,54 7,20-7,80
ALCALINIDAD (mg/l CO_3Ca)	1,07 0,84-1,44	1,33 1,02-1,96	1,52 1,26-2,12	1,74 1,48-2,24	1,86 1,58-2,48	1,94 1,56-2,84	2,15 1,66-3,12	2,24 1,70-3,20	2,12 1,72-3,04	2,09 1,60-2,88
CLORUROS (mg/l)	3,72 2,69-5,02	3,74 2,30-5,20	3,71 2,36-4,87	3,53 2,65-4,39	3,68 2,42-5,36	4,10 2,76-5,73	8,98 2,76-25,3	4,44 2,46-7,37	5,42 2,72-11,2	6,02 2,96-12,4
SULFATOS (mg/l)	3,00 1,00-3,85	2,18 1,00-5,00	2,40 0,30-5,00	3,80 0,30-5,25	5,55 0,63-9,63	7,64 6,95-9,63	7,64 6,38-10,0	6,62 3,50-10,0	13,10 6,63-27,5	13,47 7,25-19,7
CALCIO (mg/l)	21,54 11,5-32,0	23,56 13,7-38,5	25,91 15,8-41,6	27,94 17,0-44,5	33,49 18,0-57,3	33,91 14,5-63,5	36,84 17,3-66,1	37,39 18,8-67,2	37,25 15,4-69,5	36,18 18,0-57,8
MAGNESIO (mg/l)	1,32 0,92-2,30	3,77 2,43-7,78	3,76 1,45-5,83	4,25 0,97-7,78	5,41 4,13-7,78	5,83 4,86-7,78	5,10 3,88-7,29	6,44 4,86-9,72	6,68 4,86-11,7	5,59 3,89-8,26
SODIO (mg/l)	1,40 0-1,52	1,49 0-1,79	1,25 0-1,37	1,26 0-1,60	1,52 0-2,25	1,62 0-2,54	1,67 0-2,56	1,66 0-2,50	2,65 0-5,20	2,70 0,08-5,49
POTASIO (mg/l)	0,20 0-0,617	0,25 0-0,755	0,32 0-0,953	0,28 0-0,835	0,30 0-0,892	0,27 0-0,821	0,29 0-0,861	0,30 0-0,908	0,57 0-1,720	0,48 0-1,450
$N-NH_3$ (µg/l)	30 0-74	34 0-88	28 0-82	26 0-72	30 0-79	35 0-102	34 0-97	54 0-134	43 0-134	35 0-98
$N-NO_2^-$ (µg/l)	1,3 0,1-2	2,5 0,1-6	5,8 0,1-14	5,0 0,1-14	8,1 0,1-22	8,4 0,1-20	6,0 0,1-18	6,9 0,2-18	10,0 0,1-32	17,0 2,0-56
$N-NO_3^-$ (µg/l)	310 63-629	371 101-664	308 91-816	352 132-659	617 145-895	379 214-714	424 209-966	332 73-804	38 54-836	682 125-2254
FOSFATOS (µg/l)	20,00 10-40	22,00 8-55	40,00 16-80	31,75 18-55	43,50 18-78	48,25 16-125	32,75 4-80	36,00 2-105	43,75 10-110	24,25 2-65
SILICATOS (mg/l Si)	2,97 1,76-5,17	3,05 1,67-5,32	3,05 1,82-5,48	3,11 1,69-5,73	3,23 1,59-5,71	3,24 1,21-5,76	3,43 1,95-5,85	3,40 2,03-5,55	3,43 1,93-5,55	3,15 2,0-5,46
SST (mg/l)	4,75 1-10	7,25 2-20	1,00 0-2	12,00 2-30	9,00 2-20	12,25 1-40	13,25 3-40	11,12 0-30	2,50 0-7	14,00 0-40
OXIGENO (mg/l)	10,62 8,8-11,0	10,55 8,8-11,5	10,55 8,9-12,0	10,42 8,4-12,0	10,58 8,6-11,5	11,02 8,9-12,0	10,50 8,8-12,0	10,08 6,8-11,5	10,02 6,8-11,5	10,05 8,2-11,0

El aumento paulatino del contenido iónico desde la cabecera a la desembocadura se produce en el Torío, al igual que sucedía en el Bernesga (tabla 2), y tal como se observa en la figura 2 se acentúa en el verano a consecuencia del estiaje. Si se exceptuan los aumentos bruscos que se producen en el Bernesga por efecto de la contaminación, detectados en verano y otoño, los valores de conductividad son muy similares en ambos ríos. Las dos últimas estaciones del Torío se caracterizan por aumentos más acusados de sulfatos, sodio y potasio, que se deben probablemente a la influencia humana y se acentúan en verano, coincidiendo con un descenso de los niveles de oxígeno disuelto.

En cuanto al fosfato, se obseva que la mayor parte del transporte anual de este nutriente coincide con el invierno (fig. 2), cuando el drenaje de la cuenca es más intenso y la actividad biológica más reducida. Este aumento se supone relacionado con aportes por lavado de fertilizantes procedentes de los terrenos próximos y resulta significativo en estaciones del tramo superior o medio (3, 5, 6), donde predominan las praderas con laboreo intensivo.

Las explotaciones de la cuenca minera de Matallana del Torío, al contrario de lo que sucedía en el Bernesga, no se traducen en aumentos de sulfatos en el agua, apreciándose sólo ligeros incrementos en el contenido de sólidos en suspensión (estación 4).

Análisis de componentes principales aplicado a los valores medios de los parámetros físico-químicos de la cuenca

Pretendiendo reducir la heterogeneidad temporal, se consideran los valores medios anuales obtenidos en las 24 estaciones de muestreo. A partir de estos datos, y con el fín de obtener una imagen global de las características de la cuenca se realizó un análisis de componentes principales.

VARIABLES	COMPONENTES I	II
Temperatura	0,589	0,574
Conductividad	0,789	0,536
pH	0,669	0,047
Alcalinidad total	0,941	0,233
Cloruros	0,315	0,893
Sulfatos	0,446	0,545
Calcio	0,917	0,192
Magnesio	0,733	0,253
Sodio	0,094	0,826
Potasio	0,573	0,744
$N\text{-}NH_3$	0,352	0,865
$N\text{-}NO_2^-$	0,515	0,631
$N\text{-}NO_3^-$	-0,037	0,008
Fosfatos	0,514	0,765
Silicatos	0,740	0,370
SST	0,008	0,737
Oxigeno disuelto	-0,272	-0,876
Distancia	-0,596	-0,563
Altitud	-0.909	-0,216

Tabla 3

Coeficientes de dependencia de las variables con los dos primeros componentes principales obtenidos del análisis realizado con todas las muestras de la cuenca.

Factor loadings of the variables for the I and II components obtained from the analysis applied to all samples of the basin.

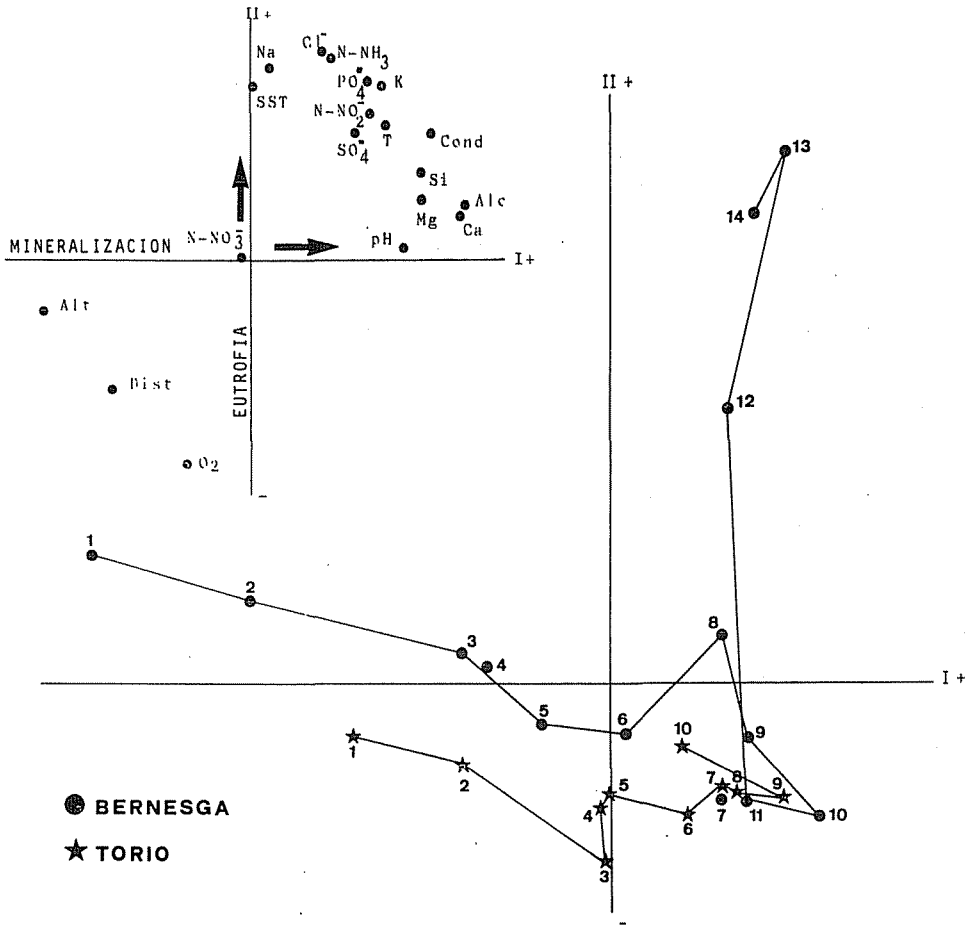


Fig. 3.- Análisis de componentes principales aplicado a los valores medios de la cuenca del Bernesga. Distribución de las variables y de las muestras en el plano definido por los componentes I y II.

Principal components analysis applied to the average values for the Bernesga basin. Distribution of the variables and samples in the plane defined by the I and II components.

En la tabla 3 se indican los coeficientes de dependencia de las 19 variables con los dos primeros ejes rotados, que absorben el 70,62% de la varianza total. A través del componente I (35,64%) se establece un gradiente de mineralización asociado a los parámetros geográficos, puesto que alcalinidad total, calcio, conductividad, silicatos y magnesio son por este orden los parámetros mejor correlacionados positivamente con el componente I, y se contraponen a la altitud y distancia a la desembocadura (fig. 3).

El eje II (34,98%), con una clara polaridad entre el oxígeno (extremo negativo) y cloruros, sodio, $N\text{-}NH_3$, fosfatos, sólidos en suspensión y potasio (extremo positivo), es consecuencia de la acción humana sobre el río: desechos urbanos, actividades industriales, mineras y agrícolas.

La representación de las estaciones de muestreo en el plano definido por los componentes I y II (fig. 3) refleja cómo la secuencia longitudinal del Torío tiende a ocupar una posición más negativa respecto al componente II que la correspondiente al Bernesga, descartando incluso las tres últimas estaciones de este río, que reciben los aportes altamente contaminantes de

la ciudad de León. Conviene mencionar que la incorporación de tales vertidos se realiza también a través del Torío, ya que inmediatamente antes de su desembocadura, y aguas abajo de la estación 10, vierten al río dos colectores procedentes de la ciudad.

La imagen que desde un punto de vista químico ofrecen en principio el Bernesga y el Torío de un discurrir paralelamente, pero a cierta distancia, marcada en gran parte por el componente II, se pierde más tarde debido básicamente a la mencionada recuperación del Bernesga a partir de Cabanillas y hasta recibir el impacto de la ciudad, y determina que algunas estaciones de los dos ríos se situen muy próximas en el plano definido por los componentes I y II.

Si la comparación se lleva a cabo en relación con el componente de mineralización, se observa que las muestras de cabecera del Bernesga ocupan una posición más extrema en sentido negativo que las del Torío. Este distanciamiento obedece fundamentalmente a contenidos más bajos de alcalinidad total y calcio en el Bernesga, puesto que conductividad y magnesio son superiores. Esta diferencia parece tener su origen en la litología de los terrenos drenados, y más concretamente en la existencia de una franja de calizas carboníferas próxima al nacimiento del Torío y de dolomías en el Bernesga. Las muestras del Rodiezmo y Casares aparecen distanciadas respecto al componente I, ya que el primero de estos afluentes aporta menos mineralización.

A la vista de la importancia que las tres últimas estaciones del Bernesga tienen en la definición del componente de eutrofia, y persiguiendo una diferenciación más clara entre el Bernesga y el Torío, se ha repetido el análisis eliminando estas estaciones de muestreo (fig. 4). Los coeficientes de dependencia de las variables con los tres primeros componentes rotados, que absorben el 71,88% de la varianza total, se dan en la tabla 4. El componente I (31,60%) continua ligado al proceso de mineralización, pero es más evidente su asociación con la distancia. El concepto de eutrofia se desdobla entre los componentes II (20,31%) y III (19,97%), y pierde la relación opuesta que mantenía con la distancia y el oxígeno. El componente II da importancia a las formas de nitrógeno, especialmente al $N\text{-}NO_2^-$, así como a fosfatos y pota-

VARIABLES	COMPONENTES I	II	III
Temperatura	0,551	0,310	0,571
Conductividad	0,801	0,426	0,362
pH	0,646	0,366	0,346
Alcalinidad total	0,946	0,171	-0,175
Cloruros	0,192	0,128	0,848
Sulfatos	0,403	0,318	0,826
Calcio	0,884	0,321	0,185
Magnesio	0,587	0,596	0,263
Sodio	-0,063	0,002	0,953
Potasio	0,554	0,660	-0,161
$N\text{-}NH_3$	0,028	0,754	0,212
$N\text{-}NO_2^-$	0,239	0,885	0,206
$N\text{-}NO_3^-$	-0,056	0,580	0,549
Fosfatos	0,382	0,641	0,344
Silicatos	0,572	0,491	-0,242
SST	-0,229	0,197	0,387
Oxígeno disuelto	0,039	0,050	0,116
Distancia	-0,777	0,127	-0,136
Altitud	-0,959	-0,096	-0,038

Tabla 4

Coeficientes de dependencia de las variables con los tres primeros componentes principales obtenidos del análisis realizado con todas las muestras a excepción de las tres últimas.

Factor loadings of the variables for the I, II and III components obtained from the analysis applied to all samples with exception of the three last.

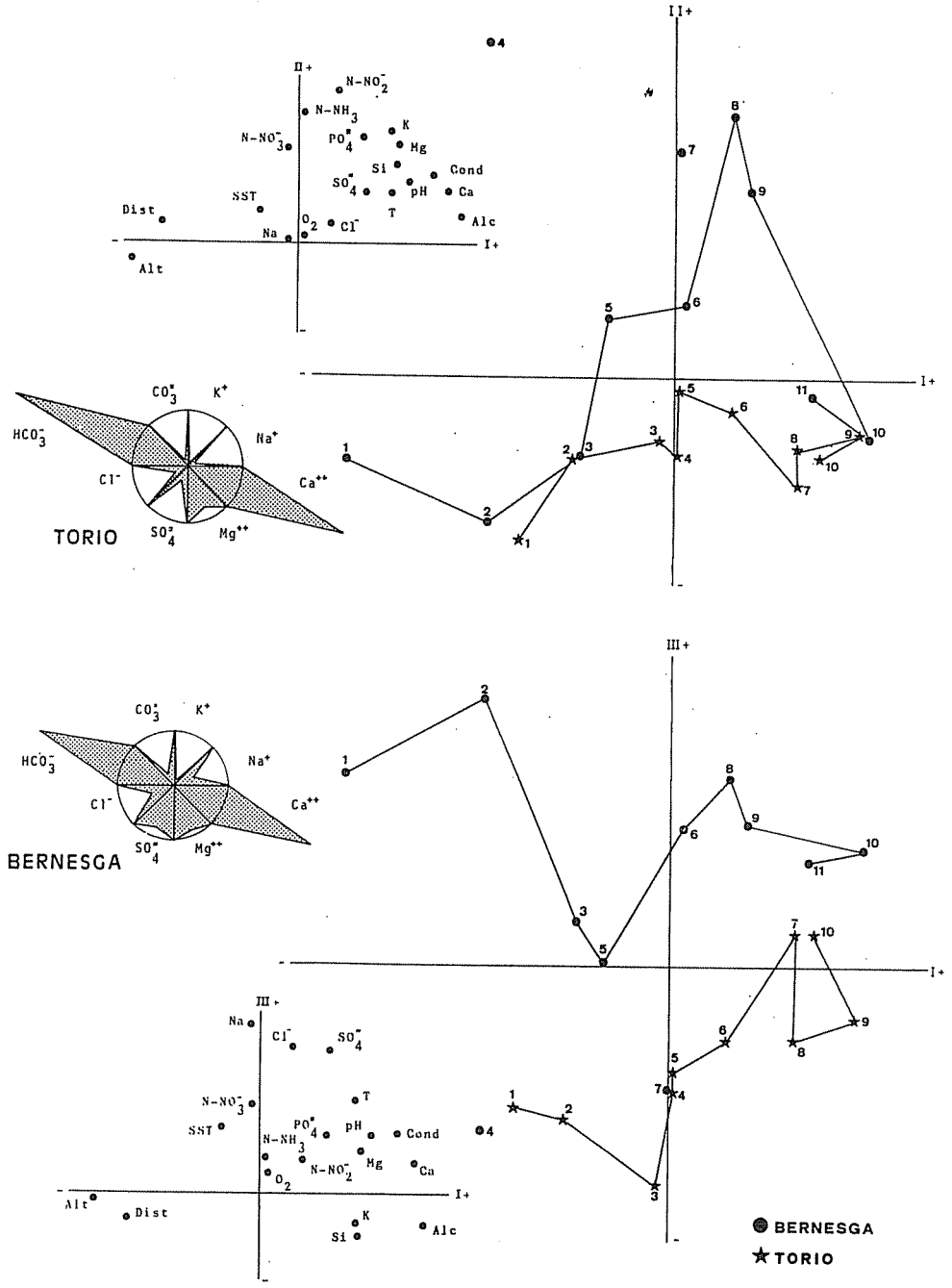


Fig. 4.- Análisis de componentes principales aplicado a los valores medios de cuenca del Bernesga eliminando las tres últimas muestras. Distribución de las variables y de las muestras en los planos definidos por los componentes I-II y I-III. Se incluyen dos diagramas que reflejan la proporción iónica global para el Torío y el Bernesga (eliminando las muestras 4, 7, 12, 13 y 14).

Principal components analysis applied to the average values for the Bernesga basin removing the three last samples. Distribution of the variables and samples in the planes defined by the I-II and I-III components. Two diagrams showing the global ionic proportion for the Torío and Bernesga (excluding the samples 4, 7, 12, 13 and 14) rivers are included.

sio; mientras que el eje III lo hace con sodio, cloruros y sulfatos.

Respecto al eje I, sigue siendo evidente una mineralización superior en la cabecera del Torío, aunque tal diferencia se elimina cuando ambos ríos llegan a la capital. El eje II separa del resto las estaciones del Rodiezmo y Casares, por la ya comentada influencia del ganado, así como las del tramo central del Bernesga, con contenidos superiores en nitrógeno inorgánico y fosfatos, derivados de la presencia de importantes núcleos urbanos e industriales. Esto hace que el Bernesga y el Torío se diferencien bien a este nivel, aun cuando se produzcan en el segundo aumentos de fosfatos ocasionados por actividades agrícolas. Sin embargo, y por una recuperación del Bernesga, los dos ríos vuelven a confluir.

El componente III marca la mayor diferencia entre los dos ríos. La zonación longitudinal del Torío tiene con relación a este componente una tendencia general ascendente, pero se sitúa siempre por debajo del Bernesga. Esta posición relativa revela, por un lado, el efecto de las actividades mineras en el Bernesga, que implican aumentos de sulfatos; y por otro, el mayor contenido en cloruros y sodio, particularmente en la cabecera, y para lo que no se ha encontrado una buena explicación. Al igual que sucede con los otros componentes, la distancia entre los dos ríos es menor a nivel de las últimas estaciones.

Se ha señalado por otros autores (MARGALEF, 1983; SABATER y ARMENGOL, 1985) que el resultado práctico derivado del aumento de la concentración de sales disueltas a lo largo de un cauce, que lleva a relacionar distancias químicas con distancias geográficas, es una estabilización de la composición química del agua y la adquisición de una inercia química. Tales efectos parecen desprenderse de los resultados obtenidos. Después de drenar terrenos litológicamente muy afines, pero sufrir impactos diferentes, los dos ríos llegan a la ciudad en condiciones químicas similares. La gran perturbación que suponen los vertidos de la ciudad rompe la estabilidad adquirida.

Se han construido diagramas (MAUCHA, 1932) que muestran las concentraciones relativas de los ocho iones más importantes en la mineralización (fig. 4), con el fín de resumir algunas diferencias entre los dos ríos. Para el Bernesga se han suprimido las tres últimas estaciones, así como las del Rodiezmo y Casares. Las relaciones coinciden con las del promedio mundial de las aguas fluviales ($HCO_3^- > SO_4^= > Cl^-$ y $Ca^{++} > Mg^{++} > Na^+ > K^+$). Los iones mayoritarios son, con gran diferencia, bicarbonatos y calcio. Si se comparan los dos ríos se observa que en el Torío la relación se inclina aún más hacia estos dos iones, a expensas de cloruros, y sobre todo sulfatos, en el caso de los aniones, y sodio en el de los cationes.

Este trabajo forma parte de un proyecto de investigación subvencionado por el Vicerrectorado de Investigación de la Universidad de León.

BIBLIOGRAFIA

CAPBLANCQ, J. y TOURENQ, J.N. 1978. Hydrochimie de la rivière Lot. **Annals. Limnol.**, 14: 25-37.

CASSIE, R.M. 1963. Multivariate analysis in the interpretation of numerical plankton date. **N.Z.J.Sci.**, 6: 36-59.

DE SOTO, J. 1986. **Aplicación de índices biológicos a la tipificación de las aguas del río Torío (León).** Tesis de Licenciatura. Universidad de León. 109 pp.

FERNANDEZ ALAEZ, C. 1986. **Gradiente estructural de la vegetación macrófita acuática y ribereña y valoración de factores ecológicos en el río Bernesga. León.** Tesis Doctoral. Universidad de León. 344 pp.

GIBBS, R.J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. **Science**, 170: 1088-1090.

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. y OHNSTAND, M.A.M. 1978. **Methods for physical analysis & chemical analysis of fresh waters.** Blackwell Scientific Publications. 213 pp.

GORHAM, E. 1961. Factors influencing supply of major ions to inland waters with special reference to the atmosphere. **Bull. Geol. Soc. Am.**, 72: 795-840.

IBAÑEZ, F. 1971. Effet des transformations des données dans l'analyse factorielle en ecologie planctonique. **Cah. Oceanogr.**, 26: 545-561.

MARGALEF, R. 1983. **Limnología.** Ediciones Omega S.A. Barcelona: 1010 pp.

MAUCHA, R. 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. **Die Binnengewässer**, 12: 173 pp.

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

PAPADAKIS, P. 1961. **Cimatic tables for the world.** Papadakis, Buenos Aires.

PRADO, B. 1985. **Aplicación de índices bióticos a la tipificación de las aguas del río Bernesga (León).** Tesis de Licenciatura. Universidad de León.

RODIER, J. 1981. **Análisis de las aguas. Aguas naturales. Residuales. Agua de mar.** Ed. Omega. Barcelona: 1059 pp.

SABATER, F. y ARMENGOL, J. 1985. Characterization chemical of the Ter river. **Limnetica**, 2 (en prensa).

SHINN, 1941. In: STRICKLAND, J.D.H. & PARSON, T.R. 1968. **A Practical Handbook of Seawater analyses.** Bull. Fish. Res. Bd Can.; 2nd rev. ed. Ottawa. 203 pp.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 1975. **APHA-AWWA-WPCF.** Amer. Pub. Health Ass. 14th ed. Washington.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 1980. **APHA-AWWA-WPCF.** Amer. Pub. Health Ass. 15th ed. Washington.

DISTRIBUCION DE LA VEGETACION MACROFITA EN LA CUENCA DEL RIO ORBIGO (LEON)

Mª del Camino FERNANDEZ ALAEZ, Estanislao LUIS y Margarita FERNANDEZ ALAEZ

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. Campus de Vegazana, 24071 LEON.

Palabras clave: vegetación macrófita, distribución, río.

SUMMARY

THE DISTRIBUTION OF MACROPHYTIC VEGETATION IN THE ORBIGO RIVERBASIN (LEON, SPAIN)

Key words: macrophytic vegetation, distribution, river

The composition and distribution of macrophytic vegetation in the Orbigo riverbasin are studied. The bryophytes are scarcely represented and **Fontinalis antipyretica** is the most frequent species; whereas **Ranunculus penicillatus** and **Ranunculus peltatus** are the most important aquatic phanerograms. The proliferation of urban nuclei in the Orbigo and Tuerto riverside is adventageous for **Potamogeton pectinatus**, **Potamogeton crispus**, **Myriophyllum spicatum** and **Polygonum lapathifolium**. The ocurrence of **Myriophyllum alterniflorum**, **Carum verticillatum**, **Callitriche hammulata** and **Juncus heterophyllus** in the Eria river is relationed with the fieble mineralization of water.

The basin can be divided aproximately into three major sectors by clustering analysis: the upland area; the stretches and rivers affected by the human activities and the little mineralised stations preferably placed in the last tributaries.

INTRODUCCION

El medio lótico puede ser contemplado como una secuencia continua de biotopos y comunidades, y en el que los cambios producidos a lo largo de su curso están ligados a factores tales como la geomorfología, el clima o la influencia humana. La multitud de factores correlacionados y que interactuan dentro de un ambiente fluvial resulta determinante de la enorme complejidad que muestran las comunidades vegetales, tanto acuáticas como ribereñas, que se desarrollan en ellos. Esta circunstancia justifica tal vez la escasa atención que han recibido con relación a las plantas terrestres, si bien últimamente han proliferado las investigaciones acerca de la vegetación de las aguas corrientes (HASLAM, 1978; MERRY **et al.**, 1981; HOLMES, 1983; PEÑUELAS y CATALAN, 1983).

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 191-202

Se trata este estudio de la primera descripción global que se hace de la vegetación macrófita asociada a los ríos que integran la cuenca del Orbigo, arteria natural sumamente importante desde el punto de vista agrícola, dada la fertilidad de su ribera sometida a un cultivo intensísimo. Viene a añadirse este estudio a los realizados con anterioridad por FERNANDEZ **et al.** (1985) y FERNANDEZ (1986) dentro del ámbito provincial leonés; teniendo como principal finalidad el análisis de diversos aspectos relacionados con la zonación longitudinal de los macrófitos, y al mismo tiempo marcar las diferencias entre los distintos cursos fluviales de la cuenca en base a la composición de su fitocenosis.

CARACTERISTICAS DE LA CUENCA DEL ORBIGO

La cuenca del Orbigo se sitúa de norte a sur en la provincia de León, siendo este río el afluente más importante que recibe el Esla por su margen derecha. Se configura en la fusión de los ríos Luna y Omañas, que se produce en Santiago del Molinillo a 900 m de altitud. El río Luna procede de las montañas de Cabrillanes (1600 m), se enriquece con las aguas procedentes de los deshielos y con las aportaciones de varios arroyos, entre ellos el Torrestío; siendo retenido primero en el embalse de Barrios de Luna, que tiene una capacidad de 308 Hm^3 y posteriormente en el de Selga Ordás de 60 Hm^3. Por su parte, el Omañas tiene su origen en las montañas de Murias de Paredes a 1700 m de altitud, y a pocos kilómetros de su nacimiento recibe por la margen derecha las aguas del Vallegordo.

Desde su origen, el Orbigo se dirige hacia el sur, y al llegar a la Bañeza recibe la aportación común de los ríos que forman la subcuenca del Tuerto; tras lo cual se orienta en dirección S-SE hasta Cebrones del Río, donde vuelve a tomar dirección sur. Recibe al Jamuz, último afluente en tierras leonesas, y después de traspasar el límite provincial, en Zamora se le une el Eria, que nace en las proximidades de la sierra del Teleno a unos 1400 m de altitud. Tras un recorrido de 90 km aproximadamente, desemboca en el Esla al sur de Benavente.

La subcuenca del Tuerto es una importante aportación al caudal del Orbigo. El Tuerto nace en los Montes de León a 1600 m, y en su cabecera se sitúa el embalse de Villameca, con una capacidad de 200 Hm^3, recibiendo a continuación los aportes del Brañuelas, Turienzo y Duerna, entre otros.

La cuenca del Orbigo drena una superficie de 4972 km^2, y de forma global se puede decir que está asentada sobre materiales silíceos, siendo frecuentes pizarras que alternan con cuarcitas y areniscas; sin embargo, en el sector superior, que corresponde al Luna y Torrestío, existen afloramientos calizos.

De acuerdo con la división climática de la provincia establecida por PAPADAKIS (1961), el clima en la cuenca varía desde mediterráneo templado fresco húmedo en la zona superior, representada por el Luna, Torrestío y tramo inicial del Omañas, hasta mediterráneo semiárido continental semicálido en los tramos finales del Orbigo, Jamuz y Eria, pasando por mediterráneo templado seco y mediterráneo templado fresco seco en el resto de la cuenca.

El régimen hidrológico del Orbigo se puede considerar como pluvio nival, ya que es el resultado de una alimentación pluvial que se sostiene durante el invierno por el deshielo en la zona superior de la cuenca.

MATERIAL Y METODOS

A lo largo de toda la cuenca se han seleccionado 42 puntos (figs. 1 y 2), que se han muestreado dos veces: en junio y agosto de 1986. En cada una de las estaciones de muestreo se han recogido todas las especies de macrófitos situadas tanto en el cauce como en las riberas, en una longitud de 100 m; anotándose para cada una de ellas su porcentaje de cobertura. Este valor de importancia se ha expresado posteriormente en una escala convencional similar a la utilizada por PEÑUELAS y SABATER (1985): 1) presencia; 2) 1-5%; 3) 6-10%; 4) 11-25%; 5) 26-50%; 6) 51-75% y 7) 76-100%.

Para los musgos se ha utilizado la nomenclatura de CASAS (1981) y para las fanerógamas la de TUTIN **et al.** (1964-1980) y CASTROVIEJO **et al.** (1986).

Los datos de conductividad y pH fueron obtenidos con la ayuda de un conductivímetro incorporado al equipo HACH DR-EL2, y un pHmetro portatil pH-56 WTW.

Los datos de presencia correspondientes a los helófitos e hidrófitos recogidos en las dos campañas se han utilizado para realizar un análisis de agrupación de las estaciones de muestreo, aplicando el índice de SORENSEN (1948) y el método no pesado de agrupación jerárquica (UPGMA, SOKAL y MICHENER, 1958).

RESULTADOS Y DISCUSION

Descripción de las comunidades de macrófitos

Los cambios en la composición específica de la vegetación macrófita a lo largo de los ríos que integran la cuenca del Orbigo se ilustran mediante mapas que recogen distintas zonas de la misma, y en los que se colocan para cada estación de muestreo aquellas especies que por su valor de cobertura se pueden considerar como más importantes a ese nivel del río (figs. 1 y 2). Se utilizan una serie de símbolos fácilmente reconocibles, ordenados de izquierda a derecha coincidiendo con un sentido decreciente de su nivel de importancia, y cuyo significado se especifica en la figura 3.

Las diferencias en la fisonomía y estructura de los distintos ríos de la cuenca, así como de las estaciones situadas en un mismo río, condicionan el que la consideración de una especie como importante dentro de un punto se haya hecho teniendo en cuenta sólamente la cobertura vegetal en el tramo examinado.

El análisis florístico de la cabecera de la cuenca pone de manifiesto la persistencia a lo largo del Luna y su afluente el Torrestío, de una vegetación helófita integrada por **Mentha longifolia**, **Phalaris arundinacea** y **Epilobium hirsutum** fundamentalmente, a las que se añade de forma ocasional **Calamagrostis pseudophragmites** (fig. 1).

Un descenso en la velocidad de la corriente en el punto 1, provocado por una retención artificial del agua, reproduce en gran medida las condiciones propias de un medio lenítico y determina un fuerte desarrollo de **Ranunculus penicillatus**, hidrófito que vuelve a adquirir importancia en la estación situada inmediatamente por debajo de la presa del embalse de Barrios de Luna. Las fluctuaciones del caudal, que afectan a los puntos 6, 7 y 8 en el Luna por efecto del embalse, y más concretamente de la central de Mora de Luna, dificultan la implantación de una comunidad de macrófitos bien desarrollada, especialmente en los dos primeros, ya que en el último son importantes **Ranunculus penicillatus** y **Myriophyllum spicatum**, localizados preferentemente en las zonas marginales.

En el Omañas se mantienen como más destacadas las mismas especies que en el Luna, aunque hay que señalar la incorporación de **Carex acuta** subsp. **broteriana** (fig. 1) y la importancia adquirida por la vegetación briofítica representada por **Rhinchostegium riparioides**, en la cabecera (estación 10) bajo unas condiciones de fuerte velocidad de la corriente.

Tras la confluencia del Luna y el Omañas para dar origen al Orbigo, y hasta su desembocadura, **Ranunculus penicillatus** es constante como especie dominante en este río (fig. 2); sin embargo, los cambios que se producen al atravesar un número creciente de núcleos de población importantes, favorecen la implantación de especies características de ambientes eutróficos. Coincidiendo con el periodo de estiaje resulta frecuente, sobre todo en las estaciones 16, 17 y 18, la aparición de zonas remansadas ricas en vegetación macrófita: **Sparganium erectum** y **Potamogeton pectinatus**, además de **Ranunculus penicillatus**; así como la proliferación de amplios pedregales que se cubren de **Polygonum lapathifolium**, **Polygonum persicaria**, **Rumex crispus** y **Bidens tripartita**, entre otras (fig. 2).

Es común a todos los ríos que forman la cuenca del Tuerto, excepto el Turienzo, la importancia que adquiere **Oenanthe crocata**, especialmente en los tramos iniciales, y de forma general, coincidiendo con aguas poco mineralizadas. En el Turienzo, la proximidad de Santa Colomba de Somoza a la es-

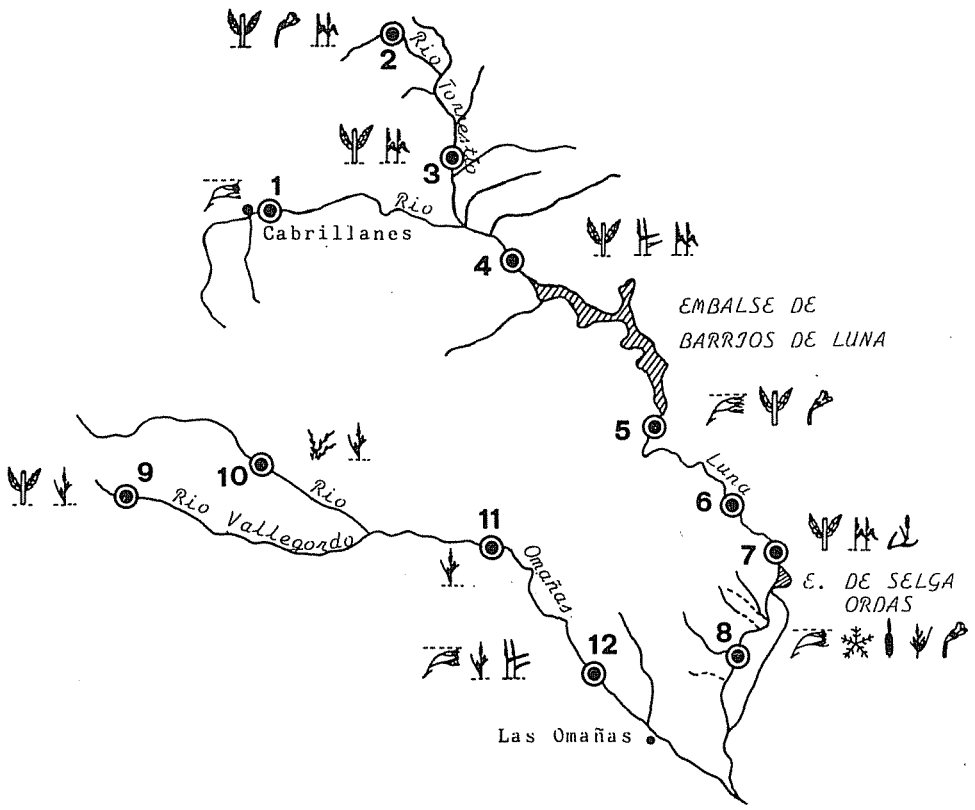


Fig. 1.- Esquema representativo de la distribución de las especies más importantes en la cuenca alta del río Orbigo.

The distribution of the most important species in the hight basin of the Orbigo river.

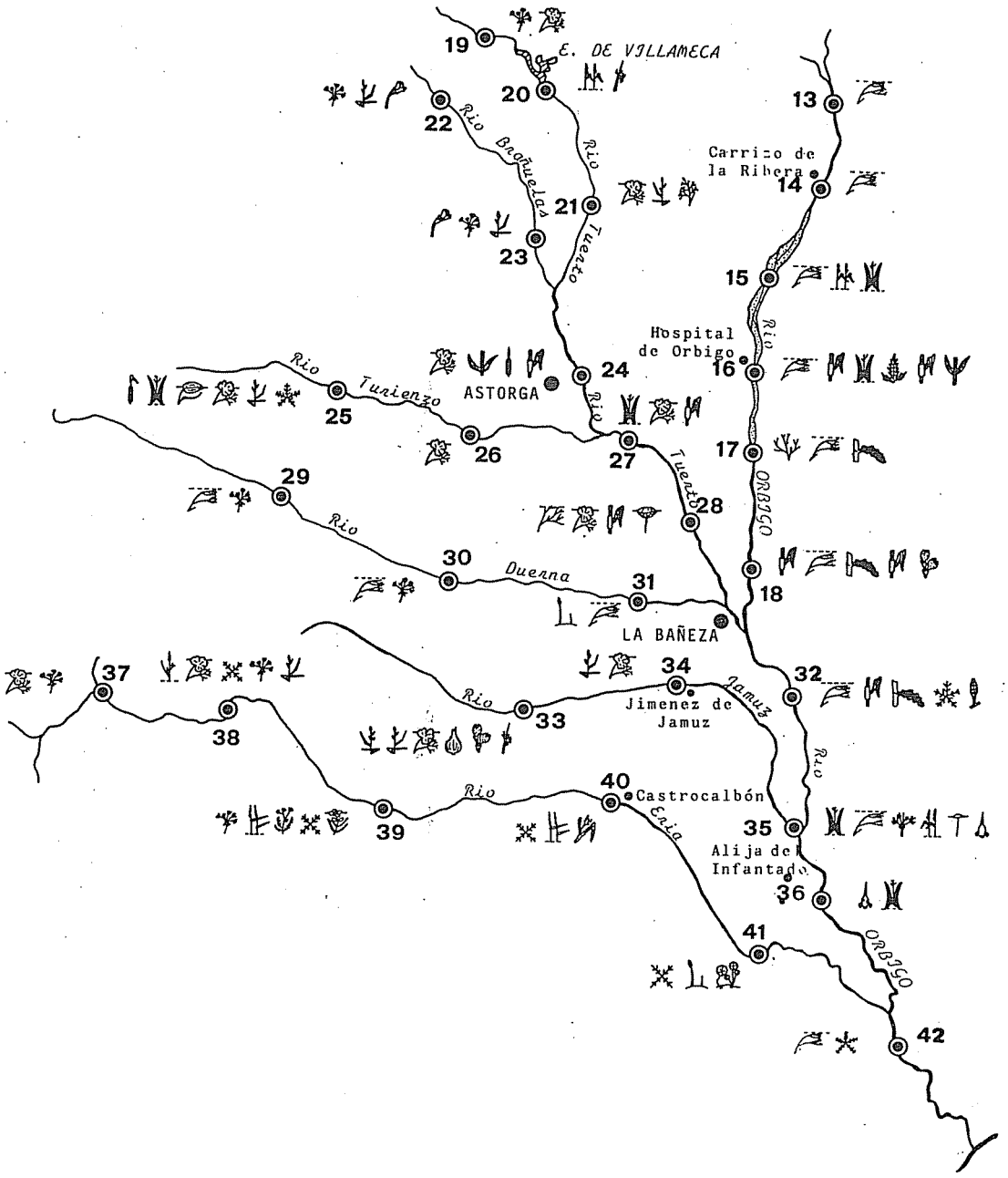


Fig. 2.- Esquema representativo de la distribución de las especies más importantes en los sectores medio e inferior de la cuenca del río Orbigo.

The distribution of the most important species in the middle and lower basin of the Orbigo river.

Fig. 3.- Relación de símbolos utilizados en las figuras 1 y 2.

List of symbols used in figures 1 and 2.

tación 25 transforma un amplio sector del río en un medio típicamente lenítico invadido por una comunidad macrofítica compuesta por **Typha domingensis, Sparganium erectum, Potamogeton natans, Ranunculus peltatus, Glyceria fluitans** y **Myriophyllum spicatum.**

En el tramo inferior del Tuerto (24, 27 y 28) se reproducen las condiciones señaladas en los puntos 16, 17 y 18 del Orbigo; y en consonancia con este hecho existe una clara semejanza en el tipo de vegetación que los caracteriza.

La proximidad geográfica de los dos últimos afluentes del Orbigo: Jamuz y Eria, y el que ambos ríos atraviesen terrenos silíceos de origen aluvial, no se traduce en una comunidad macrofítica semejante. El Jamuz es un río de pequeñas dimensiones que experimenta una acentuada sequía durante el verano, permitiendo la instalación de una vegetación macrófita densa y exhuberante, de la que son elementos importantes **Glyceria fluitans** y **Ranunculus peltatus** en los puntos 33 y 34. Están restringidas a la última estación del Jamuz (35), antes de su desembocadura en el Orbigo, **Scirpus lacustris** subsp. **lacustris** y **Phragmites australis**, que acompañan a **Ceratophyllum demersum, Lemna minor** y **Sparganium erectum**, especies catalogadas como de medios eutróficos.

La secuencia de la vegetación macrófita a lo largo del Eria presenta globalmente particularidades que le diferencian de los restantes ríos de la cuenca, ya que aunque se mantienen especies registradas en otros (**Ranunculus peltatus, Oenanthe crocata** y **Carex acuta** subsp. **broteriana**), adquieren importancia varios macrófitos que le son propios: **Carum verticillatum, Juncus heterophyllus, Callitriche hammulata**, y en especial **Myriophyllum alterniflo-**

rum, que muestra una distribución continua a lo largo de todo el recorrido del río (fig. 2).

Distribucion de los hidrófitos

Todos los representantes de la vegetación hidrófita recogidos en los ríos Luna, Omañas, Orbigo, Tuerto y Eria en los dos muestreos realizados aparecen en las tablas 1 y 2. La primera característica a señalar es la escasa participación de la vegetación briofítica, que está limitada exclusivamente a cinco especies, de las cuales **Fontinalis antipyretica** es la más abundante. Esta especie está presente tanto en el Eria, escasamente mineralizado, como a lo largo de prácticamente todo el Luna, donde la conductividad media supera los 270 µmhos/cm. Los ríos Omañas y Luna, que representan la cabecera de la cuenca, son los más ricos en briófitos, teniendo que añadir a **Fontinalis antipyretica**, **Rhinchostegium riparioides** y **Cratoneurum filicinum**. En el Orbigo, Tuerto y Eria los musgos son poco frecuentes, limitándose en los dos primeros a las estaciones iniciales. La distribución preferencial de los briófitos en los tramos superiores concuerda con los resultados obtenidos en otros ríos por varios autores (WESTLAKE, 1975; HOLMES y WHITTON, 1977), aunque de acuerdo con sus valores de cobertura, están muy lejos de poder ser considerados como dominantes.

En cuanto a las fanerógamas acuáticas, **Ranunculus penicillatus** y **Ranunculus peltatus** son los dos hidrófitos más abundantes en toda la cuenca, si bien no resultan coincidentes en su distribución. La primera se establece como el elemento más importante en la zona inicial, y está ligada fundamentalmente a aquellos ríos que como el Luna y Orbigo presentan los valores más altos de conductividad, siendo sustituida en el Eria y Tuerto por **Ranunculus peltatus**.

Existen una serie de especies que se encuentran restringidas prácticamente a los ríos Orbigo y Tuerto, y en determinados casos a sus tramos más bajos, donde la conductividad alcanza los valores más elevados, y la incidencia de las actividades humanas es progresivamente más importante. Se trata, por ejemplo, de **Myriophyllum spicatum**, registrada también en los últimos puntos del Luna y Omañas, pero que aparece con mayor continuidad en la mitad inferior del Orbigo y Tuerto, coincidiendo con **Potamogeton crispus**. Aunque más abundantes en el segundo muestreo, tienen un comportamiento semejante, ya que aparecen ligados preferentemente a medios mesotróficos y eutróficos, **Ceratophyllum demersum** y **Lemna minor**; y de forma ocasional en alguno de los dos ríos o en ambos, se han registrado **Lemna gibba**, **Potamogeton pusillus**, **Potamogeton pectinatus**, **Potamogeton perfoliatus** y **Potamogeton trichoides**.

De los cinco ríos de la cuenca en los que se analiza la distribución de los hidrófitos el Eria resulta especialmente interesante dado el carácter de escasa mineralización en todo su recorrido. Bajo estas condiciones, es lógica la presencia de macrófitos acuáticos como **Myriophyllum alterniflorum** y **Callitriche hammulata**. Esta última especie se ha registrado así mismo, en varios puntos del Tuerto, aguas arriba de la ciudad de Astorga, coincidiendo con una mineralización comparable a la del Eria.

Análisis de agrupación de las estaciones de muestreo

En el dendrograma de afinidad entre todas las muestras, obtenido a partir de los datos de presencia de los helófitos e hidrófitos, se distinguen tres grupos fundamentales, que se constituyen a un nivel de similitud situado en torno al 35% (fig. 4). Cada uno de estos tres grupos de muestras parece identificarse más o menos fielmente con distintos sectores de la cuenca.

Tabla 1.- Especies acuáticas encontradas en varios ríos de la cuenca durante la primera campaña de muestreo (Junio). Los valores de cobertura se expresan según una escala de 1 a 7.

Aquatic species found in several rivers of the basin during the first sampling (June). The cover values are expressed according to a 1-7 scale.

1º MUESTREO — ESTACIONES DE MUESTREO

	LUNA						OMAÑAS			ORBIGO									TUERTO						ERIA				
	1	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	32	36	42	19	20	21	24	27	28	37	38	39	40	41
Ranunculus penicillatus	7	3	5				1	2	4	3	4	1	3	3	3	2		4											
Ranunculus peltatus																			2		3	6	5	4	5	3	2		1
Potamogeton crispus												2	3	3	3		2						3	2					
Callitriche hammulata																						1			1	1	2	1	
Myriophyllum alterniflorum																											1	5	5
Potamogeton trichoides												1											1	3					
Potamogeton natans																	2											2	
Lemna minor																2								2					
Ceratophyllum demersum																2	2												
Groenlandia densa		2								1																			
Callitriche stagnalis														1								2							
Myriophyllum spicatum										2				1															
Potamogeton pectinatus														2															
Potamogeton polygonifolius																			2										
Potamogeton perfoliatus														1															
Ranunculus trichophyllus								1																					
Fontinalis antipyretica	2						1		2	1															1				1
Rhinchostegium riparioides			2				3																						
Brachytecium rivulare																			1										
Cratoneurum filicinum		1																											
Bryum mühlenbeckii																				1									
Conductividad (umhos/cm)	338	290	279	274	273	278	105	92	101	198	203	205	210	257	266	295	295	266	38	59	77	100	162	204	51	40	39	52	79
pH	6,9	7,6	7,9	7,8	7,9	7,8	6,5	6,8	6,5	7,6	7,4	7,4	7,6	7,1	7,1	7,0	6,9	7,2	5,5	5,8	5,6	5,8	6,3	7,6	5,8	6,0	5,8	5,8	6,4

Tabla 2.- Especies acuáticas encontradas en varios ríos de la cuenca durante la segunda campaña de muestreo (Agosto). Los valores de cobertura se expresan según una escala de 1 a 7.

Aquatic species found in several rivers of the basin during the second sampling (August). The cover values are expressed according to a 1-7 scale.

2º MUESTREO — ESTACIONES DE MUESTREO

	LUNA						OMAÑAS			ORBIGO									TUERTO						ERIA				
	1	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	32	36	42	19	20	21	24	27	28	37	38	39	40	41
Ranunculus penicillatus	5	2	5		1	4		2	4			1	2			4		3											
Myriophyllum spicatum						3			1		2			3	2	3	1	4					1	2					
Ranunculus peltatus																			3			2	2	2	4	2	1	1	
Potamogeton crispus																4	1	2				1	1	2					
Groenlandia densa		1			2	2					2		2	2															
Lemna minor									1					2				1				2	2	2					
Callitriche stagnalis														2							1	1		1	1				
Potamogeton trichoides											2		3		2									5					
Myriophyllum alterniflorum																										3	3	3	4
Ceratophyllum demersum														2			4	2					1						
Callitriche hammulata											1								3		1						1		
Potamogeton perfoliatus													2	3		2													
Potamogeton pectinatus														4		2													
Potamogeton natans																	2											1	
Lemna gibba																								4					
Potamogeton pusillus																							2						
Potamogeton lucens						1																							
Fontinalis antipyretica	2	1	2			2			2																				
Rhinchostegium riparioides							1	2		1										1									
Cratoneurum filicinum		2	1																										
Conductividad (umhos/cm)	338	290	279	274	273	278	105	92	101	198	203	205	210	257	266	295	295	266	38	59	77	100	162	204	51	40	39	52	79
pH	6,9	7,6	7,9	7,8	7,9	7,8	6,5	6,8	6,5	7,6	7,4	7,4	7,6	7,1	7,1	7,0	6,9	7,2	5,5	5,8	5,6	5,8	6,3	7,6	5,8	6,0	5,8	5,8	6,4

El bloque mejor definido reune todas las muestras del Orbigo, el tramo final del Tuerto (24, 27, 28), los últimos puntos del Jamuz y el Luna y el segundo de este mismo río antes del embalse de Barrios de Luna. Representan, en líneas generales, zonas del río en las que el cauce es bastante amplio y son frecuentes áreas ocupadas por pedregales donde se instala una vegetación típica de estos medios. Dentro de este grupo se establece una diferenciación entre los puntos correspondientes a la zona superior de la cuenca (L2, L6, Or1, Or2), por un lado, y los que forman parte de los sectores medio e inferior, por otro. En estos últimos, la influencia de los núcleos rurales ribereños, no sólo sobre la composición físico-química del agua, elevando la conductividad, sino también sobre la fisonomía de las riberas, condiciona la incorporación de especies como **Potamogeton crispus, Bidens tripartita, Lycopus europaeus, Bidens cernua** y **Rorippa islandica**, que son decisivas en su separación de las restantes muestras que componen este grupo.

A pesar de su proximidad a la cabecera, la segunda estación de muestreo en el Luna tiene unas caracacterísticas en cuanto a la morfología del cauce, que la asemejan al tramo inicial del Orbigo; incorporándose especies que aparecen posteriormente en este último río, tales como **Groenlandia densa, Eleocharis palustris, Iris pseudacorus, Alisma plantago-aquatica** y **Lysimachia vulgaris.**

Todas las muestras del Eria, Duerna y Turienzo, así como las primeras situadas en el Tuerto y Jamuz, presentan una semejanza florística que parece derivarse de la escasa mineralización del medio acuático (conductividad inferior a 100 µmhos/cm o incluso a 50 µmhos/cm) y baja concentración de calcio, en relación con las características litológicas de la zona que drenan, claramente silícea.

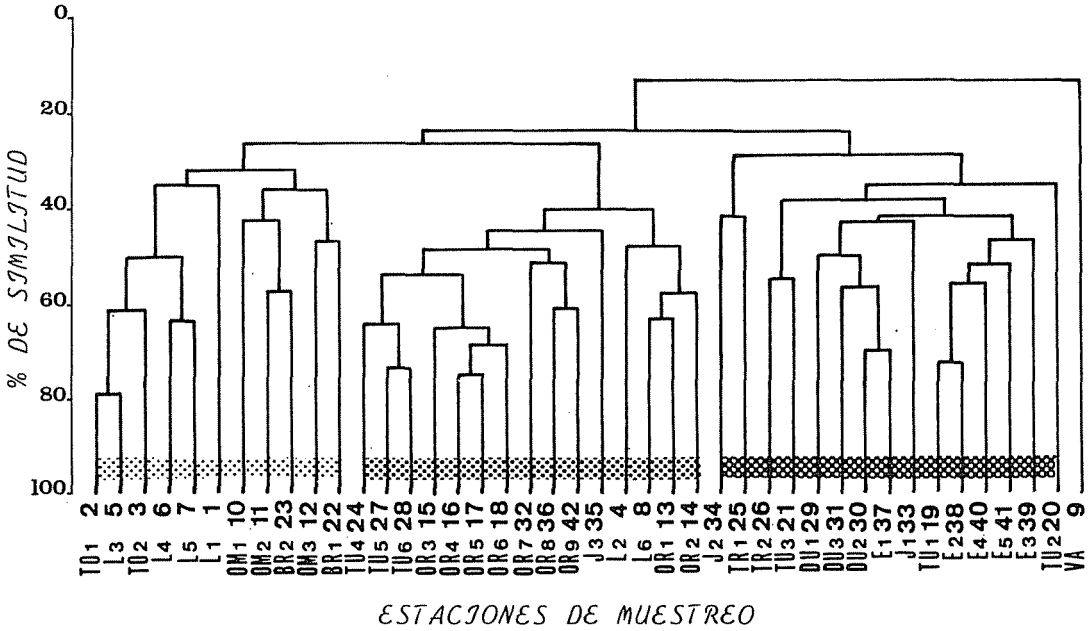


Fig. 4.- Dendrograma de las estaciones de muestreo obtenido a partir de los datos de distribución de las especies.

Dendrogram of sampling sites obtained from the species distribution data.

Aunque de forma global son especies representativas de este grupo de muestras **Mentha longifolia, Antinoria agrostidea, Callitriche hammulata, Myriophyllum alterniflorum** y **Ranuncuculus flammula** subsp. **flammula**, el análisis diferencia prácticamente el Duerna por un lado y el Eria, por otro. Esta separación no parece tener más significado que la presencia o no de algunas especies en particular.

La cuenca alta del Orbigo representada por el Luna, Torrestío y Omañas, queda definida en el dendrograma mediante un grupo en el que se incluyen también las muestras correspondientes al Brañuelas. Se trata de ríos o tramos de ríos semejantes en cuanto a la fisonomía del cauce o a la velocidad de la corriente; sin embargo, no existe una coincidencia en cuanto al tipo de materiales que atraviesan: calizos en el Luna y Torrestío y silíceos en el Omañas y Brañuelas. Los valores de conductividad, parámetro altamente correlacionado con la concentración de calcio ($r = 0,96$, $p < 0,001$) son por tanto superiores en el Torrestío y Luna, y quizás sea esta la causa que determine la diferenciación en dos subgrupos. Uno de ellos lo forman las muestras de estos dos ríos, cuya comunidad de macrófitos está compuesta en su mayoría por especies que tienen una amplia distribución en toda la cuenca, tales como **Mentha longifolia, Phalaris arundinacea, Veronica anagallis-aquatica, Epilobium hirsutum** y **Glyceria declinata**, entre otras. En el Omañas y Brañuelas, que forman el otro subgrupo, desaparecen algunas de las especies recogidas en el Luna y Torrestío, a la vez que se incorporan otras como **Oenanthe crocata**, que va asociada en la cuenca con más frecuencia a aguas poco mineralizadas.

El Vallegordo, afluente del Omañas, y por tanto, formando parte de la cuenca alta, es un pequeño arroyo con una vegetación macrófita muy pobre, lo que conduce a su falta de semejanza con los restantes ríos de la cuenca, y en consecuencia a su aislamiento en el dendrograma.

En definitiva, se deduce de lo expuesto en relación con los resultados obtenidos, que los factores fundamentales que determinan la delimitación de distintas zonas en la cuenca, en virtud de su influencia sobre la comunidad de macrófitos son: la mayor o menor incidencia de las actividades humanas, que modifican la fisonomía de los cursos fluviales y las características físico-químicas del agua, favoreciendo o no el desarrollo de un tipo particular de vegetación; así como las características litológicas de la superficie drenada, que permiten diferenciar zonas claramente distintas en la cuenca.

Este trabajo forma parte de un proyecto de investigación subvencionado por la Excma. Diputación Provincial de León dentro del marco de colaboración con la Universidad de León.

BIBLIOGRAFIA

CASAS, C. 1981. The mosses of Spain. An annotated check-list. **Treballs de l'Institut Botànic de Barcelona**, 7: 1-57.

CASTROVIEJO, S., LAINZ, M., LOPEZ GONZALEZ, G., MONTSERRAT, P., MUÑOZ GARMENDIA, F., PAIVA, J. y VILLAR, L. (Eds.). 1986. **Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. 1. Lycopodiaceae-Papaveraceae.** Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

FERNANDEZ ALAEZ, C., LUIS, E. y FERNANDEZ ALAEZ, M. 1985. Especies dominan-

tes en la estructura espacial de la vegetación ribereña a lo largo del río Bernesga (León). **Sec. Publ. Univ. La Laguna. Ser. Informes**, nº 18. Santa Cruz de Tenerife (en prensa).

FERNANDEZ ALAEZ, C. 1986. **Gradiente estructural de la vegetación macrófita acuática y ribereña y valoración de factores ecológicos en el río Bernesga. León.** Tesis Doctoral. Universidad de León.

HASLAM, S.M. 1978. **River plants. The macrophytic vegetation of water courses.** Cambridge University Press. London: 396 pp.

HOLMES, N. 1983. Typing British rivers according to their flora. **Focus on Nature Conservation nº 4. Nature Conservancy Council.**

HOLMES, N. and WHITTON, B.A. 1977. Macrophytic vegetation of the river Swale, Yorkshire. **Freshwat. Biol.**, 7: 545-558.

MERRY, D.G., SLATER, F.M. and RANDERSON, P.F. 1981. The riparian and aquatic vegetation of the river Wye. **Journal of Biogeography**, 8: 313-327.

PAPADAKIS, P. 1961. **Climatic tables for the world.** Papadakis, Buenos Aires.

PEÑUELAS, J. y CATALAN, J. 1983. Distribution longitudinale des briophytes d'un fleuve méditérranéen du N.E. de l'Espagne: Le Fluvià. **Annls. Limnol.** 19(3): 179-185.

SOKAL, R.R. and MICHENER, C.D. 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. **Univ. Kansas Sci. Bull.**, 38: 1409-1438.

SORENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analysis of the vegetation of Danish commons. **Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Skister**, 5: 1-34.

TUTIN, T.G., HEYWOOD,V.H., BURGES, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. y WEBB, D.A. 1964, 1968, 1972, 1976, 1980. **Flora Europea.** Vols. I, II, III, IV y V. Cambridge University Press.

WESTLAKE, D.F. 1975. Macrophytes. In: WHITON, B.A. (Ed.). **River ecology. Studies in ecology**, 2: 106-128. Blackwell Scientific Publications.

ANALISIS DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RIO ORBIGO. LEON.°

Yolanda PRESA, Estanislao LUIS y Josefina DE SOTO.

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León.

Palabras clave: Dominancia, similitud, diversidad, heterogeneidad, comunidad, macroinvertebrados.

SUMMARY

COMMUNITY ANALYSIS OF THE MACROINVERTEBRATES IN THE BASIN OF THE ORBIGO RIVER. LEON.

Key words: Dominance, similarity, diversity, heterogeneity, community, macroinvertebrates.

This work has been done considering the spring collections of samples which were done in forty one stations, situated in eleven rivers of the basin of the Orbigo river. 101 different taxa of bentic macroinvertebrates of lotic ecosystems, which appears in periods of sampling of ten minutes, have already been determinated. This study is based in the evaluation for one or two dominant taxa, the variations of diversity and their components and heterogeneity between consecutive stations. Similarity relation for the all stations which have been analyzed, explaining the ambiental characteristics of the groups which appear in the hierarchical dendrogram of afinity. Equally it is made the detail analysis of the variation in similarity between consecutive sampling points, like an expression of the importance in the taxonomic change. There are explained the most important causes of the structural changes we have found, and are appointed the effects of the human actuation of use and profit. So the impact in reservoirs or the evacuation of residual water in important towns.

INTRODUCCION

La utilidad de los macroinvertebrados bénticos a la hora de determinar las características de un río ha sido ampliamente comentada por un gran número de especialistas. Sin embargo, los estudios como unidad de cuenca no

---

° Este trabajo ha sido subvencionado por la Excma. Diputación de León, dentro de los planes de Investigación en colaboración con la Universidad de León en la convocatoria del año 1986.

son tan elevados en nuestro país. Cabe destacar entre ellos los de PUIG (1983) y PRAT et al (1983) que expresan relaciones fundamentalmente cualitativas. Es precursor en esta zona el de G. TANAGO y G. JALON (1982) llevado a cabo sobre la cuenca del Duero.

El objetivo fundamental de este trabajo es el de dar a conocer las relaciones estructurales en la comunidad de macroinvertebrados bénticos de facies lótica, a través de la dominancia de los taxones mejor representados, de las relaciones de afinidad entre los diferentes puntos de muestreo y de los parámetros de diversidad y heterogeneidad en el río Orbigo y sus afluentes, como expresión de la dinámica de una unidad de cuenca.

Las modificaciones de esos parámetros son un reflejo de las condiciones mesológicas que van apareciendo a lo largo de la cuenca, así como del impacto de diferentes efectos antrópicos, tales como embalses, dragados y alteración de cauces, extracción de aguas para riego, contaminación por vertido de origen urbano, etc. Con este estudio se pretende evaluar la intensidad y la relación causa-efecto para ese conjunto de variables desviadoras del equilibrio de la cuenca a través de sus ríos.

MATERIAL Y METODO

El muestreo se ha realizado utilizando una red acuática de mano. El periodo muestral en cada una de las estaciones fue de 10 minutos y el número de lugares muestreados en toda la cuenca del río Orbigo fue de 41. (Fig. 3).

Los resultados obtenidos corresponden a la campaña de primavera de 1986.

La dominancia se ha calculado para una (D) y dos especies (D') (MCNAUGHTON; 1968).

Para evaluar la afinidad se ha utilizado el índice de similitud cualitativo de SORENSEN (1948).

Para el análisis de diversidad se ha tenido en cuenta la expresión definida por SHANNON y WEAVER (1949). Tambien se tienen en cuenta los componentes de riqueza y uniformidad,PIELOU (1966).

El estudio de la heterogeneidad se ha llevado a cabo para comparar todos los pares de muestreos contiguos de la cuenca, utilizando el índice de diversidad beta (WITTAKER; 1972, en BLONDEL; 1979). La generalización de esta fórmula es la utilizada para el cálculo de la heterogeneidad por ríos.

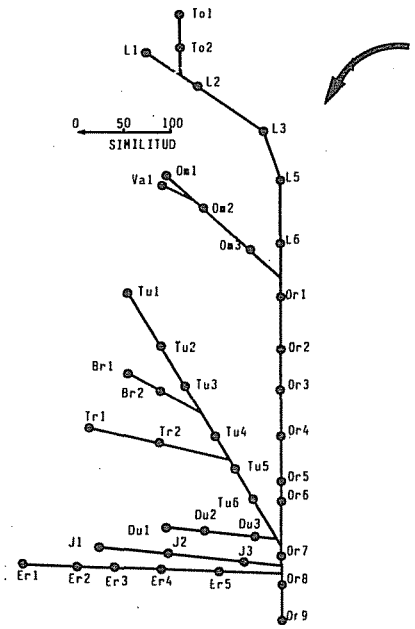
RESULTADOS Y DISCUSION

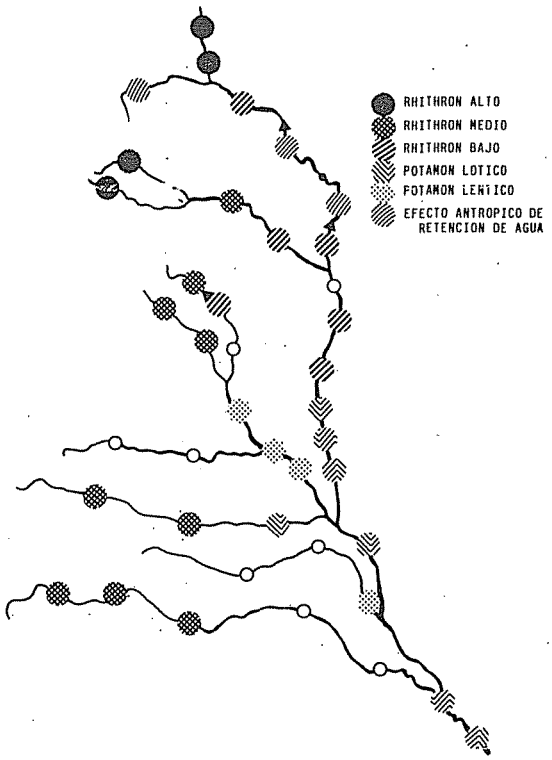
La figura 1 trata de expresar graficamente la similitud entre puntos de muestreo consecutivos, colocando las estaciones a una distancia inversamente proporcional a su grado de afinidad y que definimos como distancia taxonómica.

El dendrograma de afinidad, obtenido al relacionar la similitud entre las 41 estaciones de la cuenca, queda definido en la figura 2, resaltando los siguientes grupos de acuerdo con los criterios seguidos en el esquema de ILLIES y BOTOSANEANU (1963):

1º Rhithron alto: To1, To2, Va1, Om1.
2º Rhithron medio: Er1, Er2, Er3, Br1, Br2, Du1, Du2, Tu1, Om2.
3º Rhithron bajo: Or2, Or3, L2, L6, Tu2, Om3.

Fig. 1. Relaciones de similitud entre estaciones consecutivas (distancia taxonómica) en los ríos de la cuenca del Orbigo.
Similarity relations between consecutive plots (taxonomic distance) of the rivers in the Orbigo basin.





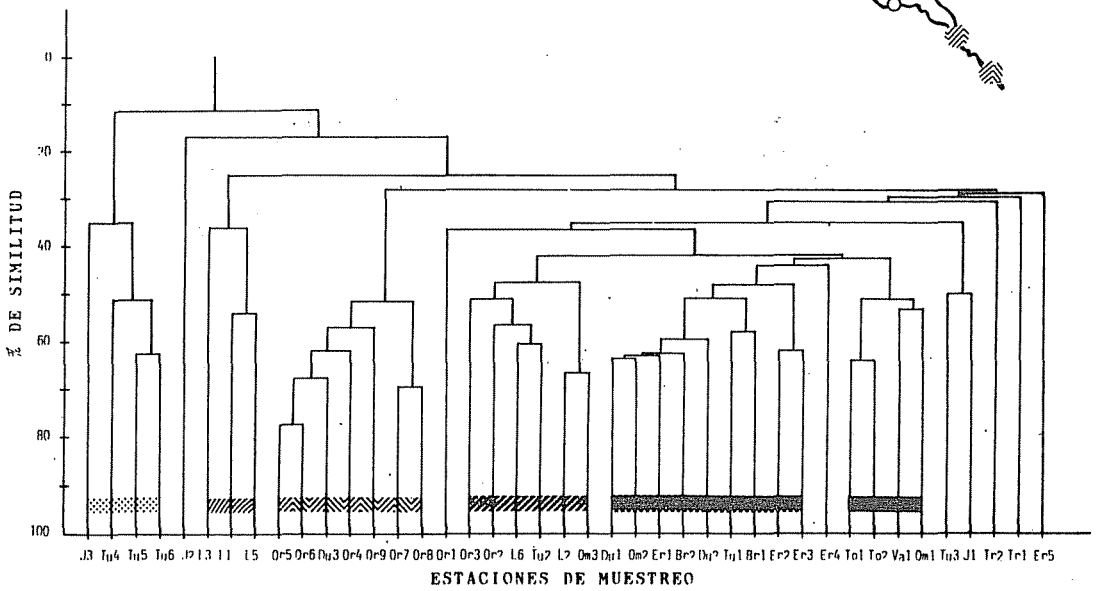


Fig. 2. Dendrograma de afinidad entre puntos de muestreo, señalando los grupos más significativos y su situación geográfica en la cuenca.
Cluster analysis among sampling plots, where the most significant groups are emphasized, and situated geographicaly in the basin.

4º Potamon lótico: Or4, Or5, Or6, Or7, Or8, Or9, Du3.
5º Potamon léntico: Tu4, Tu5, Tu6, J3.
6º Efecto antrópico de retención de agua: L1, L3, L5.

En la tabla I quedan recogidas las dos especies dominantes de cada uno de los puntos de muestreo de la cuenca, señalando igualmente los valores de dominancia para una y dos especies. Los valores de diversidad y sus componentes están recogidos en la tabla II y los de riqueza para los diferentes órdenes se detallan en la tabla III.

El río Torrestío (To), el más septentrional de toda la cuenca del Orbigo, es un típico río de montaña que manifiesta en la primavera un significativo aumento del caudal coincidiendo con el deshielo. Sus estaciones pertenecen al rhithron alto, aunque la estación de cabecera tiene mayor riqueza, encontrándose en ésta entre otros **Protonemura intricata , Tipula lateralis y Tabanus** sp. que no se encuentran aguas abajo. La diferencia entre los dos muestreos de este río se debe fundamentalmente a un descenso en la diversidad como consecuencia de una clara disminución en el número de especies. La diversidad de ambos muestreos en conjunto aumenta ligeramente. En este río se presenta como dominante **Baetis vardarensis** pero con un porcentaje bajo debido a la heterogeneidad del medio, ocupando el segundo lugar **Rhithrogena semicolorata** de perfecta adaptación a los ambientes de aguas rápidas. **Baetis rhodani** es menos representativa por ser una especie de amplio espectro ecológico.

El río Luna (L) a su paso por Cabrillanes (L1) se caracteriza por aguas remansadas y presenta una comunidad de facies lenítica compuesta entre otras especies por **Centroptilum luteolum, Siphlonurus lacustris, Glossiphonia complanata y Lymnaea auricularia.** En la estación ubicada antes del pantano de Luna presenta un lecho estable y de velocidad moderada que

EST	1ª ESPECIE DOMINANTE	2ª ESPECIE DOMINANTE	D	D'
To1	Baetis vardarensis	Rhithrogena semicolorata	28,34	47,57
To2	Rhithrogena semicol.	Baetis rhodani	34,01	49,08
L 1	Shiphlonurus lacustris	Tanytarsinii	81,08	87,08
L 2	Dinocras cephalotes	Ephemerella ignita	40,96	55,35
L 3	Baetis rhodani	Lymnaea auricularia	36,17	60,63
L 5	Ecdyonurus forcypula	Isoperla acicularis	52,79	70,91
L 6	Dinocras cephalotes	Ephemerella ignita	23,29	42,94
Va1	Rhithrogena semicol.	Baetis rhodani	29,54	47,44
Om1	Rhithrogena diaphana	Baetis rhodani	28,88	54,89
Om2	Baetis rhodani	Ecdyonurus forcypula	21,22	39,21
Om3	Anomalopterygella ch.	Perla marginata	35,38	48,37
Br1	Allogamus ligonifer	Ephemerella ignita	25,72	46,23
Br2	Ephemerella ignita	Allogamus ligonifer	33,70	54,94
Tr1	Anabolia nervosa	Allogamus ligonifer	89,60	92,72
Tr2	Isoperla acicularis	Baetis rhodani	66,45	77,96
Du1	Baetis rhodani	Hydropsyche siltalai	17,37	34,40
Du2	Ephemerella ignita	Isoperla acicularis	32,32	44,30
Du3	Ecdyonurus venosus	Ephemerella ignita	42,81	64,70
Tu1	Ephemerella ignita	Isoperla acicularis	40,81	52,72
Tu2	Hydropsyche siltalai	Erpobdella octoculata	71,41	85,47
Tu3	Ephemerella ignita	Ecdyonurus aurantiacus	30,70	55,35
Tu4	Tanipodinae	Hemimalaena flaviventris	38,89	54,17
Tu5	Onychogomphus uncatus	Tanipodinae	45,00	65,00
Tu6	Anabolia nervosa	Tanipodinae	41,28	66,05
J 1	Caenis luctuosa	Ephemerella ignita	19,45	38,19
J 2	Anax imperator	Physa acuta	39,64	60,35
J 3	Valvata cristatus	Glossiphonia complanata	60,66	68,69
Er1	Allogamus ligonifer	Isoperla acicularis	22,26	29,98
Er2	Hydropsyche siltalai	Habroleptoides modesta	18,85	31,94
Er3	Onychogomphus uncatus	Oligoneuriella rhenana	30,77	37,76
Er4	Oligoneuriella rhenana	Ephemerella ignita	56,79	70,11
Er5	Oligoneuriella rhenana	Ephemerella ignita	79,48	90,98
Or1	Epeorus torrentium	Rhithrogena semicolorata	30,51	46,61
Or2	Ephemerella ignita	Rhithrogena semicolorata	46,71	58,99
Or3	Ephemerella ignita	Lepidostoma hirtum	90,27	91,98
Or4	Ephemerella ignita	Baetis rhodani	67,49	81,39
Or5	Ephemerella ignita	Siphlonurus lacustris	40,00	64,96
Or6	Ephemerella ignita	Ecdyonurus venosus	57,44	77,60
Or7	Ephemerella ignita	Erpobdella octoculata	87,95	91,01
Or8	Ecdyonurus venosus	Hydropsyche exocellata	35,29	70,00
Or9	Ecdyonurus venosus	Hydropsyche exocellata	35,29	70,00

Tabla I. Dominancia para uno y dos taxones en las estaciones de muestreo de la cuenca del Orbigo.
One and two taxa dominance in the sampling plots of the rivers in the Orbigo basin.

Est.	S	H	J'
To1	23	3,34	0,73
To2	10	2,29	0,71
L 1	12	1,21	0,34
L 2	23	3,00	0,66
L 3	9	2,28	0,72
L 5	14	2,11	0,55
L 6	25	3,34	0,72
Va1	24	3,54	0,77
Om1	25	3,24	0,70
Om2	19	3,55	0,84
Om3	22	3,20	0,72
Br1	22	3,30	0,74
Br2	24	3,35	0,73
Tr1	14	0,81	0,21
Tr2	13	1,82	0,49
Du1	22	3,34	0,75
Du2	23	3,39	0,75
Du3	17	2,59	0,63
Tu1	26	3,22	0,60
Tu2	23	1,63	0,36
Tu3	19	2,90	0,70
Tu4	13	2,99	0,81
Tu5	7	2,55	0,80
Tu6	9	2,23	0,70
J 1	17	3,36	0,82
J 2	13	2,66	0,72
J 3	11	2,13	0,70
Er1	27	3,41	0,72
Er2	22	3,41	0,75
Er3	20	3,61	0,83
Er4	19	2,24	0,53
Er5	11	1,17	0,32
Or1	13	3,15	0,85
Or2	24	2,84	0,62
Or3	16	0,79	0,20
Or4	14	1,71	0,45
Or5	15	2,38	0,61
Or6	16	1,90	0,48
Or7	12	0,90	0,25
Or8	11	2,14	0,62
Or9	9	2,57	0,81

S-riqueza

H-diversidad

J'-uniformidad

Tabla II. Riqueza, Uniformidad y Diversidad de las estaciones de muestreo de la cuenca del Orbigo.
Riches, Evennes and Diversity of the sampling plots in the basin of the Orbigo River

Est.	P	E	T	D	O
To1	5	6	6	4	2
To2	3	4	7	2	2
L 1	3	4	7	2	2
L 2	2	2	12	3	4
L 3	2	2	2	2	2
L 5	2	4	1	1	5
L 6	2	6	12	1	4
Va1	7	5	7	2	3
Om1	5	5	10	3	2
Om2	6	4	4	1	2
Om3	4	2	7	3	3
Br1	2	7	7	3	3
Br2	3	7	8	2	4
Tr1	0	4	6	3	1
Tr2	3	4	4	1	1
Du1	5	5	9	2	1
Du2	2	6	10	3	2
Du3	2	7	2	1	5
Tu1	6	7	5	4	4
Tu2	1	7	11	2	2
Tu3	3	5	6	1	4
Tu4	1	5	0	1	6
Tu5	0	2	1	1	3
Tu6	1	1	3	1	3
J 1	1	5	6	2	3
J 2	0	4	2	1	6
J 3	0	3	1	1	6
Er1	3	6	10	4	4
Er2	2	6	10	1	3
Er3	2	5	7	2	4
Er4	1	6	7	4	1
Er5	2	4	3	0	2
Or1	2	4	3	3	0
Or2	4	6	8	2	3
Or3	2	6	2	1	4
Or4	2	6	4	1	1
Or5	1	8	2	0	4
Or6	1	9	2	1	2
Or7	0	3	2	1	2
Or8	0	4	2	2	3
Or9	0	6	2	0	0

P- Plecoptera
E- Ephemeroptera
T- Trichoptera
D- Diptera
O- Otros

Tabla III. Valores obtenidos para los principales órdenes en las estaciones de muestreo de la cuenca del Orbigo.
Obtained values for the principals orders in the sampling plots of the rivers in the Orbigo basin

favorece la implantación de los tricópteros, entre otros **Polycentropus flavomaculatus, Rhyacophila dorsalis, Allogamus ligonifer y Halesus radiatus,** que no se encuentra en la situada aguas abajo del pantano donde la riqueza es menor. Se presentan los tricópteros **Rhyacophila meridionalis y Rhyacophila relicta.** En la siguiente estación el número de especies de efemerópteros aumenta, recogiéndose por primera vez en este río **Rhythrogena semicolorata,** que se presenta muy abundante en el río Torrestío. Aguas abajo la riqueza sigue incrementándose lo que hace que la similitud con respecto a la anterior disminuya manteniendo una mayor afinidad con la estación colocada antes del pantano. Con respecto al punto situado después de la unión con el Orbigo la similitud aumenta por tener mayor número de especies en común de tricópteros, entre ellos **Hydropsyche siltalai e Hydropsyche pellucidula.**

En el río Luna destacan los bajos valores de diversidad obtenidos en la primera de las estaciones, fundamentalmente debido a la desviación de las aguas para riego; sin embargo, en la estación L2 (Sena de Luna) tanto la diversidad como sus componentes sufren un claro aumento tras haber recibido el aporte del caudal del Torrestío. El siguiente punto de muestreo del río

Luna se encuentra aguas abajo del embalse del mismo nombre que fue vaciado casi por completo durante el invierno de 1985, lo que provocó la presencia de un sustrato "inestable" por la incorporación de los materiales arrastrados. El efecto en la estructura biológica queda plasmado en una riqueza muy baja. Se observa en las siguientes estaciones una dilución de ese impacto, que se traduce en un incremento paulatino de la riqueza.

Para el río Luna, destaca **Siphlonurus lacustris** con un elevado índice de dominancia en la estación de Cabrillanes (L1). Tambien se detecta como especie dominante **Ephemerella ignita** muy tolerante y de amplia distribución. A la salida del pantano destaca como dominante **Lymnaea auricularia** debido a las aguas duras que favorecen la formación de dicho gasterópodo, HYNES (1980).

El río Vallegordo (Va), con una sola estación de muestreo, presenta unas características estructurales muy similares a las de su receptor, el Omañas (Om), de lecho estable y pedregoso, en el que tanto la diversidad cocomo la uniformidad son relativamente elevados. Tiene en común con el siguiente punto a su desembocadura las especies **Perla marginata, Dinocras cephalotes, Isoperla acicularis y Protonemoura risi** y difieren sobre todo en los dípteros. Se encuentran en Fasgar (Va1) **Tipula lateralis y Liponeura bezei** que no se registran en Omañuela (Om2). También la similitud entre Omañuela y Villanueva de Omañas (Om1) es del 50% y se diferencian sobre todo en el número de tricópteros. En Villanueva se encuentran **Halesus radiatus, Stenophylax crossotus y Philopotamus variegatus** que no se muestrean aguas abajo. Presenta como especie dominante **Rhithrogena semicolorata** seguida de **Baetis rhodani.** Los tricópteros poseen la mayor riqueza del río Omañas siendo la especie dominante **Anomalopterygella chauviniana.** De los plecópteros **Perla marginata** es la especie mejor representada.

Las estaciones ubicadas en el río Tuerto (Tu) aguas arriba y aguas abajo del pantano de Villameca tienen una baja afinidad debido fundamentalmente a que aguas arriba el número de especies de plecópteros es mayor, mien tras que aguas abajo aumenta el número de especies de tricópteros. En la primera estación de muestreo presenta una elevada riqueza y diversidad, los plecópteros están representados por las mismas seis especies que en el río Vallegordo, entre ellas **Protonemoura risi, Amphinemoura sulcicollis y Siphonoperla torrentium.** Destaca como especie dominante **Hydropsyche siltalai.** El aporte de su afluente el río Brañuela (Br), de aguas claras de buena calidad, tanto química como biológica, tiene una elevada riqueza, con las especies **Perla grandis, Tipula lateralis y Atherix ibis** entre otros. Al comparar el Brañuelas de rhithron bajo con su unión en el Tuerto de potamon lenítico su afinidad baja debido fundamentalmente a los impactos que el río Tuerto en estos tramos sufre como consecuencia de los vertidos directos de desechos orgánicos de origen animal. En la estación de Barrientos (Tu5) el río ha sido desviado y remansado para la obtención de áridos, por lo que aumentan las especies leníticas; la más abundante es **Onychogomphus uncatus** pero con muy baja representación. Las demás especies tienen muy pocos ejemplares y los plecópteros han desaparecido. Se encuentra ya aguas abajo de la ciudad de Astorga, tras haber recibido las aguas residuales de este núcleo urbano de aproximadamente 15000 habitantes. Su baja riqueza (la más baja de las encontradas en la cuenca) se recupera ligeramente en la siguiente estación.

El río Tuerto está representado con bastantes taxones de tricópteros y efemerópteros cuyas especies dominantes son **Allogamus ligonifer y Ephemerella ignita.**

El río Turienzo (Tr), afluente del Tuerto, es un río de caudal temporal con gran número de pequeñas retenciones para desvío de riego y con abundante vegetación acuática. Todos los parámetros son bajos, fundamentalmente diversidad y uniformidad, aunque la global del río resulta muy superior, debido a la gran diferencia estructural de las dos muestras. Al comparar la zona alta del Turienzo de facies léntica con la zona baja de facies lótica, resulta una desimilitud total. Lo mismo ocurre entre el Turienzo bajo y el punto siguiente a su unión con el Tuerto. En la zona de Santa Colomba de Somoza(Tr1), dominan **Anabolia nervosa e Isoperla acicularis.**

En la primera estación del río Duerna (Du) se muestrearon las especies **Dinocras cephalotes, Xanthoperla torrentium, Amphinemoura sulcicollis y Ephemera vulgata** que no se detectan en el tramo medio; y en este se encontró **Paraleptophebia submarginata,** no recolectada en la estación precedente. Entre el tramo medio y el final la similitud disminuye por presentar esta última menor riqueza en especies de tricópteros. Entre el último tramo del Duerna y su unión con el Orbigo aumenta la similitud por presentar ambos características de potamon lótico. Presenta una riqueza global relativamente elevada por ser muy diferentes las estaciones de cabecera con el resto, lo que se manifiesta también en una elevada diversidad. Las diversidades de cada una de las estaciones son también relativamente elevadas. En la primera estación presentan mayor abundancia **Baetis rhodani e Hydropsyche siltalai.** El orden más representado es el de tricópteros seguido de plecópteros, entre ellos **Dinocras cephalotes, Xantoperla torrentium y Amphinemoura sulcicollis.** En el tramo medio las especies más abundantes son **Ephemerella ignita e Isoperla acicularis.** En la última estación aparecen los plecópteros **Hemimalaena flaviventris y Eulectra geniculata** que no estaban en los puntos de muestreo anteriores. Así mismo se recogieron **Gammarus** sp y **Glossiphonia complanata.** Según SAWYER (1974) la alimentación es el factor dominante en la repartición de las sanguijuelas como respuesta indirecta a la polución. La asociación moluscos sanguijuelas es igualmente señalada por PERCIVAL y WHITEHEAD (1930 como indicadora de contaminación orgánica.

La influencia del Tuerto y sus afluentes en el río Orbigo se pone de manifiesto en el control de la estación Or7 con un significativo descenso de todos los parámetros estructurales, con relación al tramo intermedio, posiblemente debido al arrastre de las aguas residuales provenientes de la ciudad de Astorga, a las que se unen las de la Bañeza, núcleo de cerca de 10.000 habitantes y situada a una distancia de 8 km de esa estación.

En general, las aguas del río Jamuz (J) se van eutrofizando lo que hace que los plecópteros desaparezcan y los efemerópteros, los tricópteros y dípteros disminuyan paulatinamente; por consiguiente la similitud entre estaciones disminuye. La similitud entre el río Jamuz y Orbigo es mayor debido a que presentan poca riqueza. El compartamiento del río Jamuz es muy similar al del Duerna, por lo que se refiere a las características estructurales, así como las causas determinantes. Presenta en la primera estación como especies más abundantes **Caenis luctuosa y Ephemerella ignita.** En la siguiente aparece una vegetación de macrófitos que favorece la implantación de odonatos, habiéndose recogido **Onychogomphus uncatus, Coenagrion caerulescens y Coenagrion virgo.** Así mismo se presentaron los gasterópodos **Lymnaea auricularia y Lymnaea stagnalis.** De los efemerópteros los más abundantes son **Siphlonurus lacustris y Centroptilum luteolum.** En la estación de Nora (J3) que se caracteriza por una gran cobertura de vegetación macrófita y aguas

muy duras, con contaminación orgánica, las especies más abundantes son **Valvata cristatus, Glossiphonia complanata y Thraulus bellus.**

El más meridional de los afluentes del Orbigo es el río Eria en el que se observa una clara disminución paulatina de la riqueza, con descensos notorios en la diversidad en los últimos tramos. El análisis global del río presenta uno de los valores más elevados de la diversidad. La afinidad entre la primera y segunda estación no es elevada debido a que en la primera se encuentran un grupo de especies como **Amphinemoura sulcicollis, Rhithrogena semicolorata, Halesus radiatus, Stenophylax crossotus, Tipula lateralis, Prosimulium** sp. y **Hexatoma** sp. que no se detectan en la siguiente. Entre la segunda y tercera estación la similitud aumenta, aunque hay especies que solo aparecen en la segunda (**Paraleptophlebia submarginata y Habroleptoides modesta**). Al comparar la tercera y cuarta estación de este río la similitud disminuye ya que difieren sobre todo en la taxocenosis de tricópteros; en la tercera se detecta la presencia de **Hydropsyche pictetorum, Plectrocnemia geniculata, Polycentropus flavomaculatus, Rhyacophila dorsalis** y en la cuarta **Rhyacophila pulchra, Rhyacophila mocsaryi tredosensis, Halesus radiatus, Limnephilus rhombicus, Lepidostoma hirtum** aunque en las dos se encuentra **Hydropsyche siltalai e Hydropsyche pellucidula.** Debido a que en la quinta estación disminuyen los efemerópteros y los tricópteros y desaparecen los dípteros, presenta menor similitud con la estación anterior. La semejanza entre los ríos Eria y Orbigo es muy pequeña por presentar comunidades muy diferentes. En la última estación del río Eria se encuentran las especies **Oligoneuriella rhenana, Rhithrogena diaphana, Baetis rhodani, Rhyacophila pulchra** e **Hydropsyche pellucidula** mientras que en la unión con el río Orbigo están **Ecdyonurus venosus, Caenis luctuosa, Ephemerella ignita e Hydropsyche exocellata.** En la estación de cabecera las especies más abundantes fueron **Allogamus ligonifer** e **Isoperla acicularis,** en la estación siguiente el mayor número de ejemplares fueron de **Hydropsyche siltalai y Habroleptoides modesta,** pero con una baja dominancia. En las siguientes estaciones la especie **Oligoneuriella rhenana** va incrementando su abundancia progresivamente, ya que el medio es más homogéneo y favorece su implantación.

La aportación conjunta de Luna y Omañas conforman el río Orbigo (Or), del que son tributarios tambien el resto de los ríos de la cuenca, aunque en la mitad meridional. En el primer tramo (estaciones Or1-Or6) se detectan dos impactos de índole muy diferente. Por una parte la mezcla de aguas del Luna y Omañas calizas y silíceas respectivamente, unido al aporte irregular del Luna por efecto del embalse aguas arriba, que determinan un descenso en la riqueza, aunque la diversidad es la más elevada de las encontradas en todo el Orbigo. En Or2 (Carrizo de la Ribera) la riqueza queda recuperada. Por otra parte, correspondiendo con el tramo medio, quedan reflejados valores de diversidad relativamente bajos debido al impacto de los dragados de su cauce con transformación artificial de sus orillas. Puede igualmente afectar el descenso de caudal por extracción para regadío. La especie más abundante en la primera estación del Orbigo es **Epeorus torrentium** seguida de **Rhithrogena semicolorata.** Aguas abajo destaca en Santa Marina del Rey (Or3) el efemeróptero **Ephemerella ignita** que representa un 92,27% de la abundancia total. Es una especie de amplia distribución, presente en la mayoría de los cauces principales y tolerante a la contaminación orgánica, THOMAS (1981), BRINKHURST (1965). En los siguientes puntos el río se remansa, apareciendo vegetación acuática que favorece la dominancia de **Siphlonurus lacustris,** desapareciendo los dípteros. Entre los plecópteros solo se muestreó **Euleuctra geniculata** con muy pocos individuos; a partir de la estación Or7 no se han recolectado plecópteros en primavera, coincidiendo con el posible impacto de las aguas del Tuerto. En las dos últimas estaciones de este río aparecen co-

mo dominantes **Ecdyonurus venosus** e **Hydropsyche exocellata**, tricóptero abundante en la zona de potamon.

El análisis de heterogeneidad entre estaciones de muestreo consecutivas resulta un complemento interesante para el estudio de la estructura teniendo en cuenta que, de acuerdo con el índice utilizado, influyen las tres componentes anteriormente comentadas.

En la figura 3 se representan graficamente los valores obtenidos para toda la cuenca, modificando las distancias reales en función de la heterogeneidad entre las estaciones de muestreo; es decir, la distancia en el gráfico podría expresarse como un índice de variación estructural. Merece poner de manifiesto la escasa variabilidad de cambio en el río Orbigo, resaltando que el tramo de mayor variación corresponde a la incorporación del río Tuerto, con la ya comentada carga de contaminantes orgánicos de origen urbano. A partir de ese punto (Or7) la heterogeneidad es escasa debido a la complejidad de la comunidad, por lo que se refiere a la riqueza y constancia de especies que son capaces de absorver ese impacto. Entre Tu5 y Tu6 se manifiesta el mismo fenómeno.

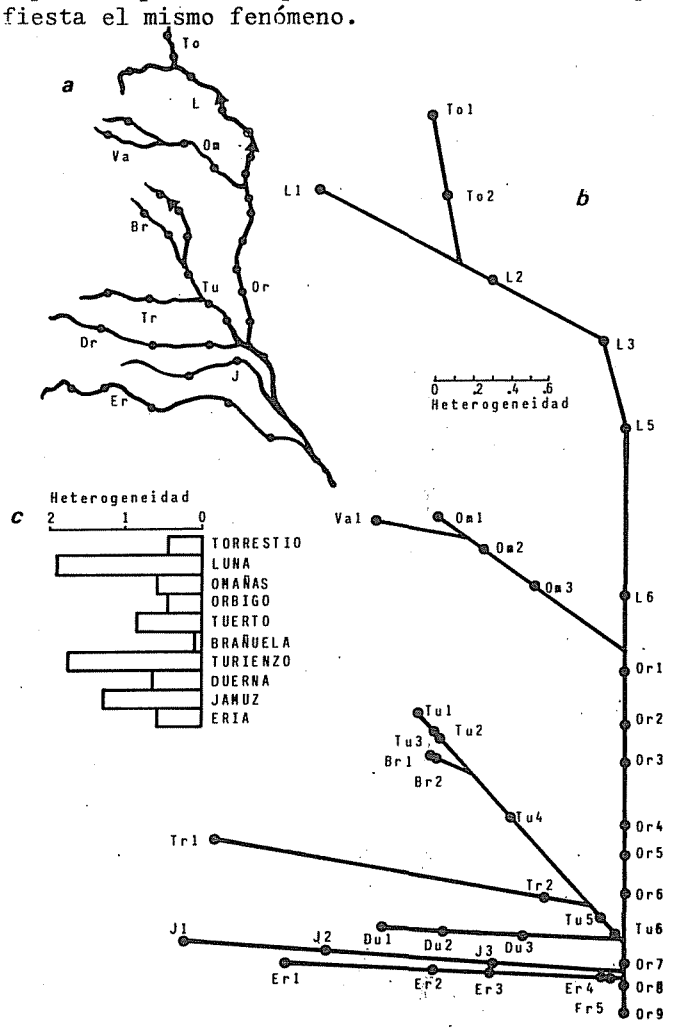


Fig.3. Situación de los puntos de muestreo(a); Heterogeneidad entre estaciones consecutivas (distancia estructural)(b) y heterogeneidad total por ríos de la cuenca del Orbigo(c).
Situation of the sampling plots(a); heterogeneity between consecutive sampling plots (structural distance)(b) and total heterogeneity of the rivers in Orbigo basin(c).

Los valores más bajos de heterogeneidad se encuentran en los tramos de los tres primeros muestreos del río Tuerto y los de su afluente el Brañuela, debido a las similares características de estos puntos, incluidos dentro de una zona típica de montaña sin efectos contaminantes.

Los ríos Omañas y Duerna mantienen entre sus puntos valores de heterogeneidad bastante parecidos, que contrastan con las diferencias más acusadas con el punto consecutivo del río principal, resaltando el efecto de masas de aguas de características diferentes. En el río Jamuz tambien se mantiene la regularidad de equidistancia, pero no su contraste con el Orbigo, al estar muy modificado el último tramo de aquel.

En el río Eria la evolución es muy irregular, pero coincidente con la marcha de diversidad, riqueza y equitabilidad.

Resalta la escasa heterogeneidad entre los dos últimos puntos de este río, que contrastan enormemente con las estaciones de cabecera, en zona típica de montaña con aguas frías y rápidas, seguidas en su tramo medio por puntos de muestreo en los que se manifiesta la degradación estructural, debido a los aportes residuales de pequeños núcleos de población.

El contraste más sorprendente es el existente entre las dos estaciones del río Turienzo, que de acuerdo con los parámetros estructurales deben mayoritariamente su diferencia a la uniformidad, que contribuye a grandes variaciones en la diversidad, al mismo tiempo que Tr1 (Santa Colomba de Somoza) presenta un elevado grado de dominancia. Sin embargo, en el río Luna, aunque las diferencias son menores, la variabilidad es muy significativa, destacando las diferencias entre L5 y L6 en sentido de un incremento de complejidad. Resaltan aún más las diferencias entre los puntos L1 (Cabrillanes) y L2 (Sena de Luna), dado que el primero difiere mucho de representar por su ubicación a un tramo de montaña, debido a las modificaciones de su cauce para regadío de prados de siega y el efecto contaminante de pequeños núcleos de población, al mismo tiempo que L2 recupera en gran medida la calidad al recibir el aporte de su afluente el Torrestío, de aguas muy limpias y oxigenadas.

La heterogeneidad por ríos expresada graficamente en el gráfico c de la figura 2, resalta tambien la variabilidad de los ríos Luna y Turienzo y la relativa homogeneidad del Orbigo, puesto que con un número elevado de muestreos el valor de heterogeneidad es bajo. Cuantitativamente la heterogeneidad es menor para el Torrestío y menor aún para el Brañuela.

BIBLIOGRAFIA

BLONDEL, J., 1979. **Biogéografie et écologie.** Ed. Masson.

BRINKHURST, R.O. 1965. Observations on the recovery of a British river from gross organic pollution. **Hydrobiologia,** 25:9-51.

GARCIA DE TANAGO, M. y D. GARCIA DE JALON, 1982. **Estudio para una metodología de clasificación biotipológica de los ríos españoles,según el modelo propuesto para la C.E.E..** Centro de Estudio y de Ordenación Territorial y Medio Ambiente. M.O.P.U. 368 pag..

HYNES, H.B.N., 1960. **The biology of polluted waters.** Liverpool University Press, Liverpool 202 pag..

ILLIES, J. et L. BOTOSANEANU, 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation de eaux courantes considerées surtout du point de vue faunistique. **Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol** 12:1-57.

MCNAUGHTON, S.J. 1968. Structure and function in California grasslands. **Ecology** 49:962-972.

PERCIVAL, E. et WHITEHEAD, H. 1930. Biological survey of the River Wharfe. **J. Ecol. 18:285-302.**

PIELOU, E.C., 1966. The meseurement of diversity in differents types of biological collections. **J. Theor. Biol.,** 13:131-144.

PRAT, N., G. GONZALEZ y M.A. PUIG, 1983. **Predicció i control de la qualitat de les aiqües dels rius Besós i Lobregat. II El poblament faunistic i la seva relació amb la qualitat de les aigües.** Monografies 9, 169 pag. Servei del Medi Ambient. Diputació de Barcelona.

PUIG, A., 1983. **Efemerópteros y plecópteros de los ríos catalanes.** Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 595 pag..

SAWYER, R. T. 1974.**Leeches (Annelida:Hirudinea) in pollution Ecology of**

Freshwater Invertebrates. Hart, C.W.J. et FULLER, S. L. H. éditeurs, Academic Press, New York and London, 389 pag.

SHANNON, C.E. and W. WEAWER, 1949. **The mathematical theory of comunication.** University of Illinois. Press Urbana.

SORENSEN,T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. **Biologiske Skrifter** 5 (4): 1-34.

THOMAS, A. G. B.. 1981. **Travaux sur la taxonomie, la biologie et l'écologie d'insectes torrenticoles du Sud-Ouest de la France (Ephéméroptères et Diptères:Dixidae, Cecidomyiidae,Rhegionidae et Athericidae) avec quelques exemples de perturbations par l'Homme.** Thèse Doctorat, Toulouse, 330 pag..

DISTRIBUCION DE LAS LARVAS DE QUIRONOMIDOS (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) EN LA CUENCA DEL RIO BUTRON (VIZCAYA). PRIMAVERA 1985.

Miguel A. SEVILLANO, Ana RALLO, J.C. ITURRONDOBEITIA

Universidad del País Vasco. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología (Zoología). Apdo 644. Bilbao. VIZCAYA

Palabras clave: Chironomidae, larvas, distribución, Nilotanypus dubius, Apsectrotanypus trifascipennis.

SUMMARY

DISTRIBUTION OF CHIRONOMID LARVAE (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) IN THE RIVER BUTRON BASIN (BISCAY). SPRING 1985.

Key words: Chironomidae, larvae, distribution, Nilotanypus dubius, Apsectrotanypus trifascipennis.

Kick samples were taken in 20 riffles on the river Butrón in Northern Spain during May 1985. An attempt was made to characterise the river on the basis of chironomids. The small size of the basin and the flow pattern at this time of year seem to determine a homogeneous distribution of the chironomid fauna, with a slight differentiation for the upper zones, indicated by some types of larvae.

On the other hand, the species Nilotanypus dubius (Meigen) 1804 and Apsectrotanypus trifascipennis (Zetterstedt) 1838 were recorded for first time in the Iberian Peninsula.

INTRODUCCION

En todos los trabajos sobre fauna macrobéntica uno de los grupos de organismos siempre bien representado en todo tipo de aguas lo constituye la familia de dípteros Chironomidae. El gran número de especies que se integran en esta familia cubre un amplio espectro de condiciones ecológicas y se encuentran representados incluso en condiciones tan extremas como las de los glaciares (KOHSHIMA, 1984) o las de las regiones árticas (OLIVER, 1968). Su abundancia, dispersión y amplio número de especies ha hecho que se utilicen corrientemente en estudios de caracterización de ríos (WILSON et al., 1979; WILSON, 1980). En España, sin embargo, son muy pocos los trabajos realizados con quironómidos de río. Algunos se ocupan de cuestiones sistemáticas (PRAT, 1977; 1981; SEVILLANO et al.,1984; SEVILLANO et al, en prensa) y otros de aspectos ecológicos (PRAT et al., 1983;GONZALEZ, 1983;VILCHEZ, 1983).

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 215-222

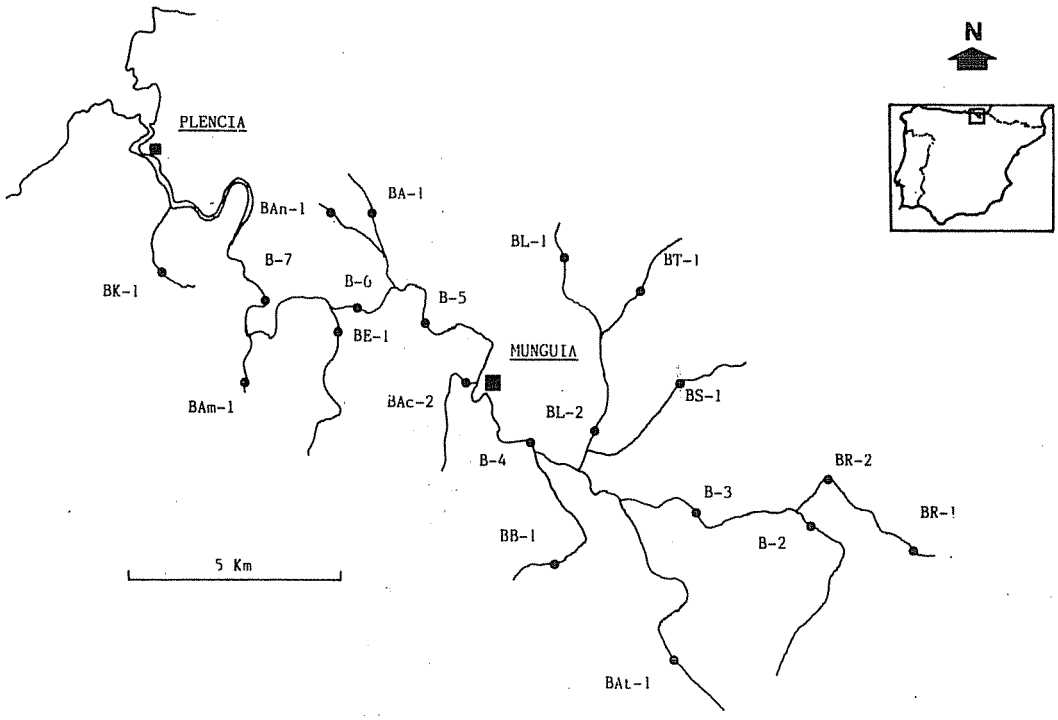


FIG.1. Mapa del río Butrón con la situación de las estaciones de muestreo.

FIG.1. Map of the river Butrón basin with location of sampling points.

En el presente trabajo se estudia la distribución de las larvas de quironómidos en la cuenca del río Butrón (Vizcaya) en primavera. Por otra parte quedan registradas como nuevas citas para la Península Ibérica las especies Nilotanypus dubius (Meigen) 1804 y Apsectrotanypus trifascipennis (Zetterstedt) 1838.

Este estudio forma parte del proyecto "Caracterización biológica de la red hidrográfica de Vizcaya" patrocinado por la Excma. Diputación Foral de Vizcaya.

AREA DE ESTUDIO

El río Butrón se sitúa en la provincia de Vizcaya . Su longitud es de 30 Km. y nace a 200 metros de altura. La cuenca tiene una extensión de 175 Km2. Munguía es el único núcleo poblacional importante dentro de la cuenca. Un diagrama del río junto con la posición de las estaciones de muestreo se pueden ver en la fig.1.

METODOS

Se tomaron 20 puntos de muestreo fijados para el mencionado proyecto y distribuidos por toda la cuenca. El material fue recogido preferentemente en zonas de corriente. Las muestras se recogieron en la primavera de 1985 con una red de mano ("kicker") de 200 µm. de tamaño de poro. Después de

0 --	ausencia				
1 --	de	1	a	3	individuos
2 --	de	4	a	8	individuos
3 --	de	9	a	20	individuos
4 --	de	21	a	55	individuos
5 --	de	56	a	150	individuos
6 --	de	151	a	400	individuos
7 --	de	401	a	1100	individuos
8 --	más de			1100	individuos

TABLA I. Clases de abundancias establecidas a partir de las abundancias totales del número de individuos.

TABLE I. Ranks of abundance established on the basis of total abundaces of number of individuals.

fijadas con formol se transportaron al laboratorio donde fueron filtradas y los organismos separados con la ayuda de lupa binocular.

Las larvas de quironómidos fueron identificadas y contadas. En el cálculo de afinidades se utilizó un índice semicuantitativo (índice de Rajski según ORLOCI (1978)) (fig.2) para el que se establecieron 9 rangos de abundancia. El límite superior para cada rango se obtuvo elevando el número e a la sucesion de números naturales y redondeando el resultado (tabla I). La matriz transformada se muestra en la tabla II. Para la realización de las agrupaciones se utilizó el algoritmo de Lance y Williams.

RESULTADOS

Las larvas más abundantes fueron las de Eukiefferiella seguidas de Micropsectra, Rheocricotopus y el grupo de Thienemannimyia y, en general, los 8 primeros componentes del grupo A en el dendrograma de la figura 2.

El dendrograma nos permite establecer dos tipos de agrupaciones: una serie de grupos aislados debido a la aparición ocasional de algunas larvas y un conjunto que engloba los géneros más frecuentes y con mayor número de individuos.

Las larvas pertenecientes a los géneros Limnophyes Paratrissocladius y la especie N. dubius por una parte y Glyptotendipes y Paratanytarsus por otra quedan unidos con un valor de afinidad de 1.0 debido a su presencia simultánea en un sólo punto; al último grupo hay que añadir con una afinidad menor el género Nanocladius. Procladius (Psylotanypus) queda aislado también debido a su presencia en un solo punto (BAm-1).

Chironomus riparius gr. y Boreoheptagyia se encuentran agrupados pero esta agrupación es meramente casual ya que son géneros de biología muy diferente y su relación es debida a que las dos aparecen en la estación BR-2 con una abundancia pequeña (rango 2 para ambas).

Prodiamesa olivacea y A. trifascipennis también se encuentran asociadas. Las larvas de P. olivacea se han relacionado con sedimentos enriquecidos en materia orgánica (FERRARESE-ROSSARO, 1981) y son consideradas como estenotermas de aguas frías y polioxibiontes (VILCHEZ, 1983). Nosotros las hemos encontrado en estaciones cuya temperatura osciló entre 14.5° y 21° siendo más abundante en la de temperatura más baja. Parecidas características han sido registradas para A. trifascipennis en cuanto a sus exigencias frente a la temperatura y el oxígeno. Esporádicamente también ha sido asociada con sedimentos enriquecidos orgánicamente (FITTKAU, 1962).

Se observa un gran grupo formado por 19 especies (de C. trifascia a Heleniella) todos pertenecen a ambientes lóticos y algunos pueden desarrollarse tanto en ambientes lóticos como lénticos. Se pueden distinguir dos

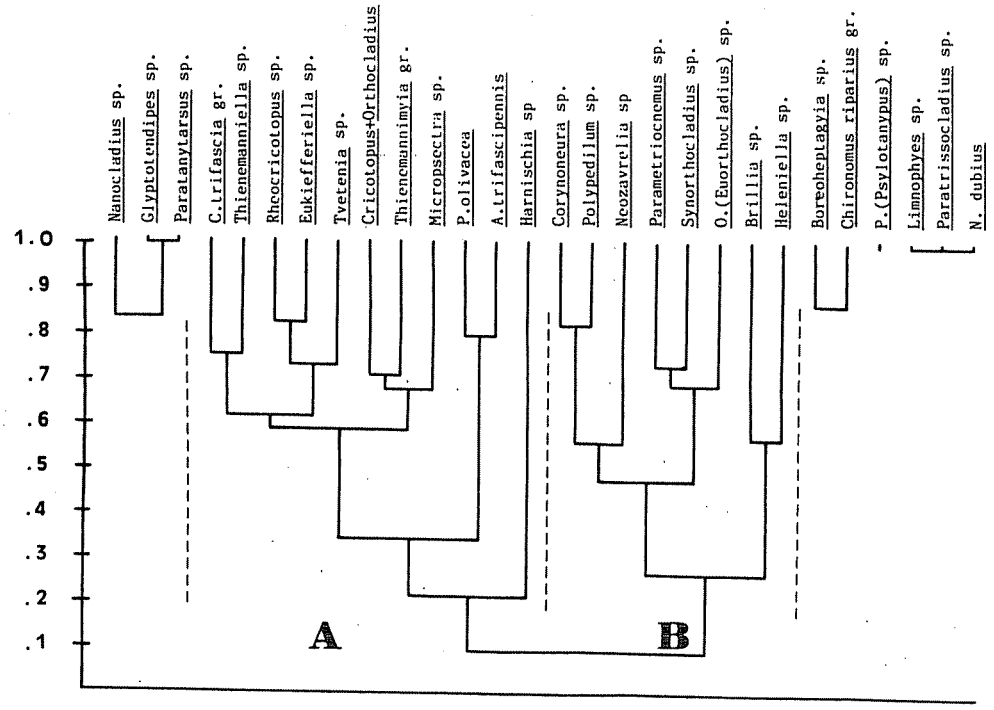


FIG.2. Dendrograma de afinidad entre taxones de quironómidos.

FIG.2. Similarity dendrogram between taxons of chironomids.

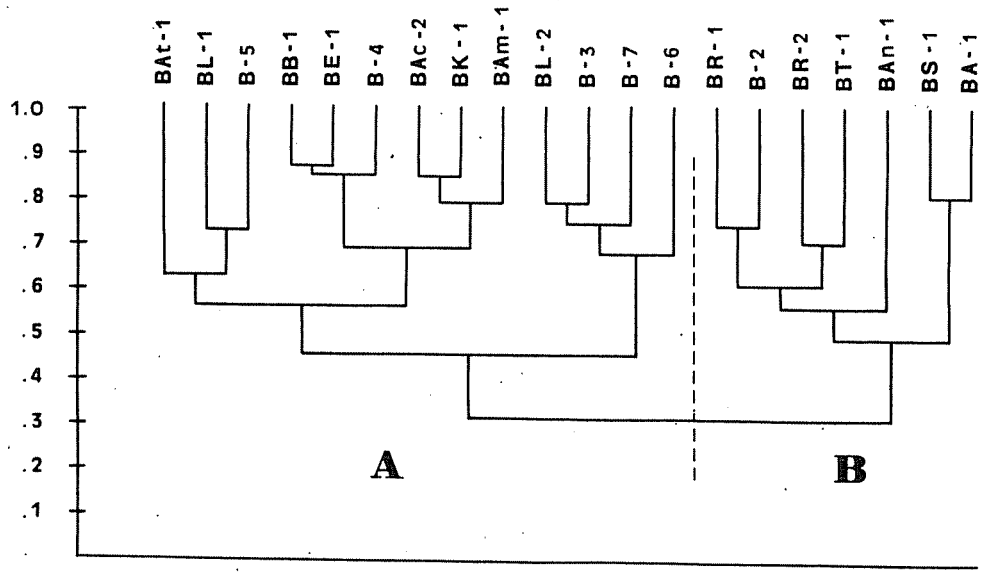


FIG.3. Dendrograma de afinidad entre estaciones.

FIG.3. Similarity dendrogram between points.

		BAt-1	BR-1	BR-2	BB-1	BS-1	BT-1	BL-1	BL-2	BA-1	BAn-1	BAc-2	BAm-1	BK-1	BE-1	B-2	B-3	B-4	B-5	B-6	B-7
1	A. trifascipennis	3	1								2			1	2						
2	Nilotanypus dubius										1										
3	P.(Psylotanypus) sp.																				2
4	Thienemannimyia gr.	4	3		4	3	2	2	4		4	3	6	1	4	4	4	3	4	4	3
5	Boreoheptagyia sp.			2		1															
6	P.olivacea	5	3	2							1										
7	Brillia sp.				5	3	2	1			2	5	2	2	2		2	2			
8	Corynoneura sp.					2	1		2	2	4					3	2				
9	Cricotopus trifascia	5		3					5			2			6		6			7	7
10	Cricotopus+Orthocladius		2	3		6		3		4	3	7	2	4		6		6	7		
11	Eukiefferiella sp.	3	2	7	8		4	5	5			6	6	1	3	6	6	4		5	7
12	Heleniella sp.						2	1													
13	Limnophyes sp.										1										
14	Nanocladius sp.												2							3	
15	O.(Euorthocladius) sp.			5		3	3										5				
16	Parametriocnemus sp.		3			1	1		4		5	2				4	3				
17	Paratrissocladius sp.										4										
18	Rheocricotopus sp.		6	5	6		3		6			7	7	5	4	3	5	2		5	
19	Thienemanniella sp.	5	3	2	6	1			5	3		2	6		4		2	3	2	3	2
20	Tvetenia sp.	5			7	5	4		6	2					5	7		5		6	
21	Synorthocladius sp.		2	6	4	4	4		3	3					2	5	8			2	3
22	Chironomus riparius gr.			2																	
23	Glyptotendipes sp.																			2	
24	Harnischia sp.								3						2						
25	Polypedilum sp.						4			1	4				2	3		2			
26	Micropsectra sp.	5	2	3	6		5		3		6	3	7	2	4	4	5	3	3		4
27	Neozavrelia sp.															3	2				
28	Paratanytarsus sp.																			3	

TABLA II. Matriz de abundancias transformada.

TABLE II. Transformed abundance matrix.

subgrupos el primero de los cuales (de C. trifascia a Micropsectra) se caracteriza por estar ampliamente distribuido en la cuenca y se encuentran bién representados en cuanto a abundancia tanto en el eje del río como en los afluentes. Eukiefferiella, Tvetenia y Rheocricotopus estan considerados como intolerantes o relativamente intolerantes (WILSON, et al., 1982). Caracteristicamente se encuentran en relación con sustratos de tipo pedregoso en la parte alta de los ríos (RIERADEVALL, 1985). Su abundancia y su presencia junto a taxones más tolerantes (Cricotopus, Thienemannimyia gr., Thienemanniella) dan idea del parecido de condiciones existente entre los distintos puntos de la cuenca en esta época del año. Una asociación muy similar a la que nos ocupa ha sido registrada sustrato de piedras en el curso medio del Llobregat (MILLET et al., en prensa). Thienemanniella, de un tamaño muy pequeño, ocupa los intersticios entre las piedras con lo que evita ser arrastrada (CRANSTON et al., 1983). Nosotros la hemos encontrado frecuentemente y su abundancia es mayor en las estaciones situadas en los afluentes que en el curso principal (cauce más ancho). El segundo subgrupo

(de Corynoneura a O. (Euorthocladius)) aparece mejor representado en los afluentes y estaciones altas del cauce principal (B-2 y B-3). Sus taxones son poco frecuentes con excepción de Synorthocladius, Parametriocnemus y Brillia.

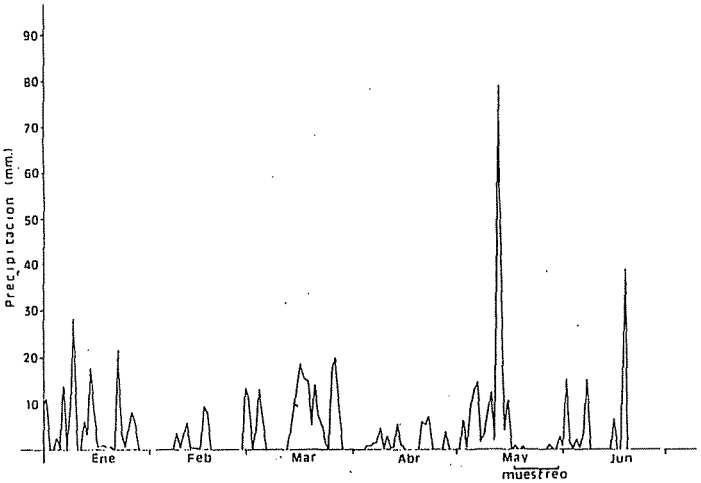


FIG. 4.Pluviosidad en la primera mitad del año 1985, según datos del Instituto Español del Metereología, tomados en Sondica (aeropuerto).

FIG. 4. Rainfall in the first half of 1985, as per data from the Instituto Español de Metereología taken at Sondica (airport).

En cuanto al análisis de afinidad entre estaciones se pueden establecer dos grandes grupos. El primero de ellos lo forman las estaciones de la BAt-1 a la B-6 (agrupación A en la figura 3). Incluye las estaciones con menor número de taxones (especialmente la B-5 y la BL-1). El segundo está formado por las estaciones de la BR-1 a la BA-1 (agrupación B en la figura). El número de taxones en estas estaciones es mayor que en el grupo anterior y los taxones pertenecientes al grupo B (figura 2) se encuentran en dichas estaciones con una mayor abundancia. En ambos grupos encontramos estaciones tanto de la zona alta como de la parte baja del río. Sin embargo la agrupación B contiene sólo cabeceras, mientras que la agrupación A contiene parte de las cabeceras y todas las estaciones del cauce principal a excepción de la B-2.

La especie N. dubius constituye una nueva cita para la Península Ibérica. Aunque en el río Butrón sólo se ha recogido en un punto sus larvas son relativamente abundantes en otros ríos vizcaínos y en la cuenca del río Estepona (Bakio, 10 km. al noreste de Munguía) se ha recogido una exuvia pupal que nos ha permitido su identificación específica. Algo similar ocurre con A.trifascipennis que tambien se registra como nueva cita para la Penín sula Ibérica. Larvas recogidas en el río Asua (15 km. al suroeste de Munguía) junto con una prepupa con los cuernos torácicos bién desarrollados nos han permitido la identificación específica y, dado el parecido morfológico con las larvas del río Butrón, creemos que estas últimas también pertenecen a esta especie.

DISCUSION

El Butrón es un río de pequeña longitud y con gran cantidad de afluentes de pequeñas dimensiones; aunque nace a poca altura su repentina llegada al mar hace que se den zonas lóticas a poca distancia de la desembocadura. Por otra parte la climatología de la zona hace que la cuenca reciba gran cantidad de agua en poco tiempo (sobre todo en los meses de primavera; ver figura 4.) y el río es sometido repentinamente a crecidas de flujo que incrementan la deriva catastrófica. Estas condiciones (régimen de flujo, pe

queño tamaño de la cuenca, ambientes erosionales en todo el río) permiten que las comunidades de quironómidos de caracter reófilo se encuentren distribuidas por todo el río incluso en estaciones próximas a la desembocadura. No obstante la agrupación B de organismos parece estar limitada a zonas de aguas más limpias que corresponden a algunas de las estaciones situadas en los afluentes y las estaciones altas del cauce principal. La agrupación A está más homogéneamente distribuida. Las larvas de este grupo se encuentran tanto en las estaciones del cauce principal como en los afluentes.

La aparición de larvas de Boreoheptagyia en las estaciones BR-2 y BS-1 nos sirve como indicador de las condiciones predominantes en estas estaciones que se caracterizan por su sustrato compuesto de grandes piedras y roca, aguas ricas en oxígeno y bajas temperaturas. No obstante en el momento del muestreo se registró una temperatura de 21° en la estación BR-2.

No parece posible establecer una zonación clara del río al menos en esta época del año si bien ciertos taxones (como Parametriocnemus o Synorthocladius) parecen estar más en relación con las cabeceras que con las partes más bajas del río. Las agrupaciones de las estaciones quizás sean función de la diversificación en las características del sustrato en cada uno de los puntos de muestreo más que de ningún otro factor (PRAT, com. pers.).

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento al Dr. Narcis Prat del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona por sus valiosas indicaciones y la corrección del manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

CRANSTON,P.S.;OLIVER,D.R.;SAETHER,O.A. 1983. The larvae of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region-Key and diagnoses. Ent Scand Suppl. 19:149-292.

FERRARESE,U.;ROSSARO,B. 1981. Chironomidi, 1. (Diptera, Chironomidae: Generalità, Diamesinae, Prodiamesinae). Consiglio Nazionale delle Ricerche AG/1/129.Vol.12: 97 pp.

FITTKAU,E.J.. 1962. Die Tanypodinae (Diptera: Chironomidae). Die Tribus Anatopyiini, Macropelopiini und Pentaneurini. Abh Larvalsyst Insekten 6: 453 pp.

GONZALEZ,G. 1983. Factores que determinan la distribución de los simúlidos y quironómidos (Diptera) de la red hidrográfica andorrana. Actas 1º Congreso Español de Limnología: 197-205.

KOHSHIMA,S. 1984. A novel cold-tolerant insect found in a Himalayan glacier. Nature 310: 225-227.

MILLET,X.;MUÑOZ,I.;PRAT,N. (en prensa). The use of a transect sampling in estimating chironomid abundance and distribution. IX International Symposium on Chironomidae. Bergen, 1985.

OLIVER,D.R. 1968. Adaptations of Arctic Chironomidae. Ann Zool Fenn. 5: 111-118.

ORLOCI,L. 1978.Multivariate analysis in vegetation research. Dr.W.Junk B.V. Publishers-the Hague-Boston: 68-77.

PRAT,N. 1977. Quironómidos de Cataluña. Graellsia XXXI: 157-185.

PRAT,N. 1981. Quironómidos de Cataluña. (2ª nota). Mediterranea 5: 43-66.

PRAT,N.;PUIG,M.A.;GONZALEZ,G.;MILLET,X. 1983. Chironomid longitudinal distribution and macroinvertebrate diversity along the Llobregat River (N.E. Spain). Mem Amer Ent Soc. 34: 267-278.

RIERADEVALL,M. 1985. Ritme diari de la deriva en una estacio del riu Llobregat amb especial atencio a les exuvies pupals dels chironomidae (Diptera). Tesi de llicenciatura. Departament de Ecologia. Universitat de Barcelona. 175 pp.

SEVILLANO,M.A.;ITURRONDOBEITIA,J.C. 1984. Contribución al conocimiento de los tanipodinos y ortocladinos (Diptera:Chironomidae) del río Cadagua (Vizcaya y Burgos). Cuad Invest Biol (Bilbao) 6: 33-44.

SEVILLANO,M.A.;ITURRONDOBEITIA,J.C. (en prensa). Contribución al conocimiento de los quironominos (Diptera: Chironomidae) del río Cadagua (Vizcaya y Burgos). Eos.

VILCHEZ,A. 1983. Estudio de las larvas de Chironomidae en el río Cubillas (Granada). Actas 1º Congreso Español de Limnología: 207-212.

WILSON,R.S. 1980. Classifying rivers using chironomid pupal exuviae. Chironomidae. Pergamon Press Oxford and New York: 209-216.

WILSON,R.S.;McGILL,J.D. 1979. The use of chironomid pupal exuviae for biological surveillance of water quality. Tech Mem Dep Enviro, London, 18: 1-20.

WILSON,R.S.;McGILL,J.D. 1982. A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae (Diptera, Insecta). University of Bristol.

QUIRONOMIDOS (DIPTERA) DE LOS RIOS DE SIERRA NEVADA (GRANADA, ESPAÑA)

Antonio VILCHEZ QUERO y J. Jesús CASAS JIMENEZ

Departamento de Biología Animal, Ecología y Genética. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

Palabras clave: Diptera, Chironomidae, aguas corrientes, ecología.

SUMMARY

CHIRONOMIDS (DIPTERA) FROM SIERRA NEVADA RIVERS (GRANADA, SPAIN)

Key words: Diptera, Chironomidae, running waters,ecology.

57 species have been identified from 10 rivers in the Sierra Nevada at altitude ranging from 340 at 2100 mt.. After this survey the number of Chironomids species known in this mountain area arise up to 73. Of these six represent new species for the Iberian Peninsula.

INTRODUCCION

En un trabajo anterior dedicado a los Quironómidos de algunas lagunas de Sierra Nevada (LAVILLE & VILCHEZ, 1986), se ponia de relieve la importancia de este macizo montañoso por su situación geográfica que determina una influencia mediterránea, combinada con las particularidades de los ecosistemas de alta montaña. Con respecto a los Quironómidos de las aguas corrientes de Sierra Nevada, existen en la literatura algunos trabajos dedicados a ellos (STROBL, 1900; BERTRAND, 1956; FITTKAU, 1962; SERRA-TOSIO, 1970 y 1971; LAVILLE, 1970), pero todos tienen su origen en muestreos esporádicos, y se quedan en meras citas aisladas.

En este articulo ofrecemos los primeros datos taxonómicos y ecológicos correspondientes a un trabajo normalizado y extensivo a 10 de los ríos más destacados de Sierra Nevada, que actualmente estamos llevando a cabo y que trata de dilucidar aspectos tales como, composición faunística, ecología y biología de los Quironómidos.

MATERIAL Y METODOS

La obtención del material se ha realizado mediante una red de deriva, de 25x35 cm de abertura de entrada, 75 cm de longitud y 250 µ de diámetro de poro.En cada estación, la red se situó en la zona media del cauce, sin estar totalmente sumergida para obtener la deriva de superficie, durante un periodo de tiempo de una hora y media. El material se conservó en formol al 4%, y para su clasificación, tanto exuvias pupales como adultos se prepararon en Balsamo del Canadá.

El periodo de muestreo se extendió desde el 14 al 27 de Junio (1986), aunque las muestras del río Trevelez se obtuvieron con anterioridad (14-Mayo-1986).Tanto el pH como la conductividad se determinaron "in situ",

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 223-232

con sendos aparatos de campo. El análisis de la alcalinidad del agua se realizó mediante una valoración con ácido sulfúrico 0.01N. Para la identificación de las exuvias pupales se empleó fundamentalmente el trabajo de LANGTON (1984).

LOCALIZACION Y CARACTERISTICAS DE LAS ESTACIONES

Para llevar a cabo este estudio se escogieron 10 cursos de agua, 5 de los cuales discurren por la cara sur y otros 5 por la cara norte del macizo de Sierra Nevada (fig. 1). Por cada río se fijaron dos estaciones de muestreo (solo una en el r. Maitena), estando situada normalmente la estación 2 aguas abajo de algún núcleo de población.

La tabla I refleja algunos datos físicos y químicos de las distintas estaciones. El rango de altitud oscila entre los 2100 mt. de Monachil-1 y los 340 mt. de Chico-2. Normalmente la pendiente es fuerte en los puntos próximos al nacimiento (236‰ en Monachil-1) y menor en los cercanos a la desembocadura (10‰ en Aguas Blancas-2).

Las medidas de conductividad más altas se registraron en Lanjaron-2 (1583 $\mu S.cm^{-1}$) y Chico-2 (552 $\mu S.cm^{-1}$), puntos que aparecian claramente alterados por la actividad humana. Aparte de estas dos estaciones el río Aguas Blancas presenta los valores de conductividad más elevados, que corresponden con su mayor reserva alcalina. Los puntos de mayor altitud presentan valores normalmente bajos.

TABLA I: Algunas características físicas y químicas de las estaciones de muestreo. Some physical and chemical characteristics of the sampling station.

	Alt.mt.	Distancia a la fuente km.	Pendiente ‰	Conduc. $\mu S.cm^{-1}$	pH	Alc. meq/l	TºC
Trev.-1	1460	13	35	-	6.4	0.3	12
Trev.-2	1000	21.5	44	-	6.9	0.3	15
Poq.-1*	1300	9.2	95	69.7	6.4	0.7	13
Poq.-2	960	12.5	100	116.9	7.1	1.0	19
Chico-1	740	9.5	225	231	7.6	1.9	14
Chico-2*	340	15	50	552	8.6	3.1	27
Lanj.-1	720	14.7	183	131	7.1	1.6	16
Lanj.-2	600	16.2	152	1583	7.4	3.6	20
Dur.-1	780	15.3	55	111.1	7.2	1.1	13
Dur.-2	680	19.7	30	236	7.9	2.2	17
Dilar-1*	980	17	50	133.3	7.8	1.4	13
Dilar-2	800	24	25	119.5	7.4	1.3	16
Mon.-1	2100	2.5	236	25.8	6.3	0.2	9
Mon.-2	780	17.2	50	174.5	7.4	1.6	18
Genil-1	1060	14.5	55	43.7	7.0	0.4	14
Genil-2	780	23.2	45	88.3	7.3	0.8	18
Mait.-1	1020	16.5	85	78.2	7.5	0.7	18
A. Blan.-1	1080	5.7	30	368	8.4	4.9	14
A. Blan.-2	760	16.5	10	398	8.2	4.1	21

Hay que destacar que algunas estaciones, que aparecen marcadas con un asterisco en la tabla I, presentaban un caudal muy escaso por su aprovechamiento hidroeléctrico o agricola.

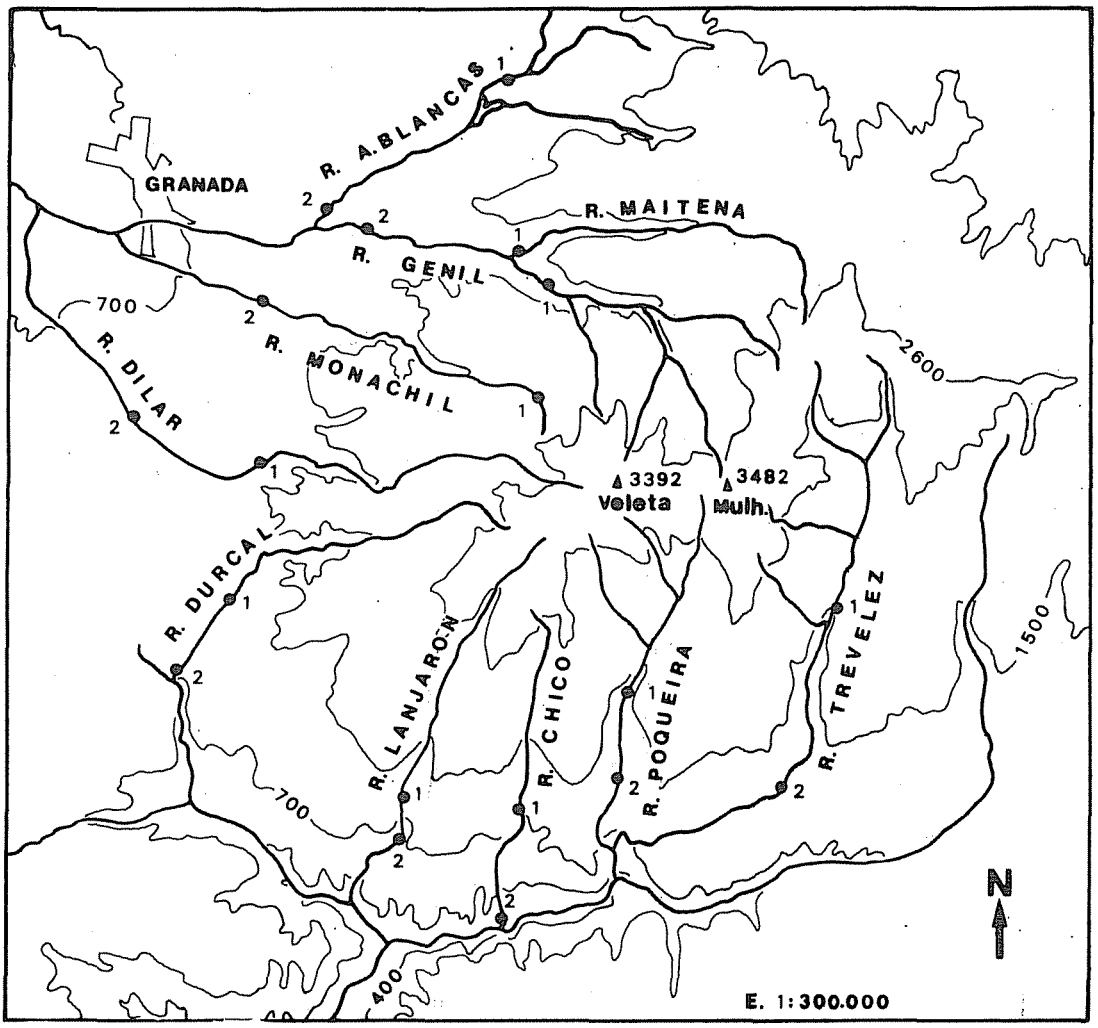


Figura 1.- Mapa de Sierra Nevada, mostrando los ríos y la situación de las estaciones de muestreo. Location of the rivers studied and the station in the Sierra Nevada.

RESULTADOS

Composición faunística y distribución

La tabla II muestra la lista de especies de Quironómidos y las distintas estaciones donde se han obtenido, indicando si se trata de exuvia pupal, adulto macho o hembra.

Del total de los 57 taxones recolectados, 45 han podido ser identificados a nivel específico o de grupo de especies, mientras algunos, como los del género *Cricotopus*, restan por identificar a causa de su compleja sistemática, o por su escasa coincidencia con las claves de determinación o trabajos existentes (caso de *Krenosmittia sp.*). De esta lista 29 especies

ESPECIES	ESTACIONES																	
	Mo-1	Tr-1	Po-1	AB-1	Ge-1	Ma-1	Tr-2	Di-1	Po-2	Di-2	Ge-2	Mo-2	Du-1	AB-2	Ch-1	La-1	Du-2	La-2	Ch-2
TANYPODINAE																			
Conchapelopia pallidula (Mg.)				E															
●●*Nilotanypus dubius* (Mg.)						E								E		E			
●*Rheopelopia maculipennis* (Zett.)				E															
●●*Trissopelopia longimana* (Staeg.)		E		E															
●*Zavrelimyia melanura* (Mg.)																		E♂	
" *sp.*	E																		
DIAMESINAE																			
Diamesa aberrata (Lundb.)	E♂																		
" *bertrami* Edw.	E♂																		
" *veletensis* Ser.-Tos.	E♂	E																	
" *zerny* Edw.	E♂																		
●●*Pseudodiamesa branickii* (Now.)	E♀																		
ORTHOCLADIINAE																			
Brillia modesta (Mg.)																	E		
●●*Cardiocladius capucinus* (Zett.)		E												E					
●●*Corynoneura lobata* Edw.	E♂	E♂	♂																
" *sp.*	E	E			E	E		E			E			E		E			
Cricotopus (C) sp.										E						E			
" *(I) sylvestris* (Fabr.)																			E♂
" " *sp.*				E	E	E					E								
●●*Eukiefferiella brehmi* Gow.		E					E												
● " *claripennis* (Lundb.)								E♂											
● " *clypeata* (K.)	E	E			E	E					E								
● " *coerulescens* (K.)		E					E							E		E			
" *cyanea* Th.	E	E			E			E				E				E		E	
● " *ilkleyensis* (Edw.)		E																	
● " *lobifera* G.	E♂	E																	
" *minor/fittkaui* (Verr.)/Lehm.	E	E																	
" *sp.*								E			E					E		E	
" *tirolensis* G.						E													
●*Tvetenia calvescens* (Edw.)								E							E				
● " *verralli* (Edw.)		E		E			E	E				E		E				E	

ESPECIES (Continuación)	ESTACIONES																		
	Mo-1	Tr-1	Po-1	AB-1	Ge-1	Ma-1	Tr-2	Di-1	Po-2	Di-2	Ge-2	Mo-2	Du-1	AB-2	Ch-1	La-1	Du-2	La-2	Ch-2
●*Helleniella ornaticollis* (Edw.)				E		E													
Heterotrissocladius marcidus (Walk.)	E																		
●*Krenosmittia camptophleps* (Edw.)					E		E				E					E		E	
" *sp.*																E			
●*Nanocladius rectinervis* (K.)							E												
Orthocladius (Eudac.) fuscimanus (K.)																			E♂
● " *(Euor.) rivicola* K.		E		E							E	E		E					
● " " *rivulorum* K.		E																	
" *(O) frigidus* (Zett.)		E					E				E								
● " " *saxicola* (K.)														E					
Paracricotopus sp. (Pe 1 de LANGTON)														E			E		
●*Parametriocnemus stylatus* (K.)					E									E		E		E♂	E♂
●*Paratrichocladius rufiventris* (Mg.)																	E		
Rheocricotopus sp.														E					
●*Synorthocladius semivirens* (K.)		E																	
Thienemanniella sp.											E					E			
CHIRONOMINII																			
Chironomus gr. riparius Mg.									E♂										
Microtendipes sp.																E			
●*Parachironomus arcuatus* Goetgh.													♂						
Polypedilum sp.				E															
TANYTARSINII																			
●*Lithotanytarsus emarginatus* G.				E															
Micropsectra atrofasciata K.	E♂	E																	
● " *attenuata* Reiss	E♂																		
" *sp.*		E							E										E
●*Tanytarsus brundini* Lind.																			E♂
" *sp.*																E			
●*Virgatanytarsus arduennensis* (Goetgh.)				E															E

TABLA II: Lista de los Quironómidos presentes en las 19 estaciones fijadas sobre los ríos de Sierra Nevada. Las estaciones se encuentran ordenadas de mayor a menor altitud. E=exuvia pupal; ♂=adulto ♂; ♀=adulto ♀. Chironomid taxons found in the 19 fixed stations along the Sierra Nevada rivers. Sampling stations have been ranged on an altitude basis. E= pupal exuvia; ♂= adult male; ♀= adult female.

son nuevas citas para Sierra Nevada (marcadas con un punto en la tabla II), aumentando a 73 el número de Quironómidos conocidos en este sistema montañoso, incluidas aquellas citas de medios lénticos y lóticos. Además, 6 de estas resultan también nuevas citas para la Peninsula Ibérica. (marcadas con dos puntos en la tabla II).

En la tabla III se puede apreciar la distribución del número de especies y porcentajes que representan las distintas Subfamilias de Quironómidos, en algunos ríos de montaña europeos y en Sierra Nevada. En todos aparece un predominio de los Orthocladinae y Diamesinae, que es más rotundo en los torrentes de los Alpes (THIENEMANN, 1954), Pirineos (LAVILLE & LAVANDIER, 1977) y Sierra Nevada, característica esta de los medios de agua corriente árticos, semiárticos y alpinos, según THIENEMANN (1941, 1954). No obstante, los porcentajes de nuestros ríos aparecen intermedios entre los dados para Alpes y Pirineos, y aquellos del Alto Lot (1295-233 mt.) (LAVILLE, 1981) en especial respecto a Chironominii y Tanytarsinii, hecho que debe estar relacionado con la presencia en nuestro programa de muestreo de estaciones de, relativa, baja o media altitud (10 estaciones entre 800 y 340 mt.). Aún así, la presencia de 4 especies o grupos de especies de Chironominii, más características de medios lénticos, es bastante episódica, y en el caso de *Chironomus gr. riparius*, se obtuvo en un punto con un aporte contaminante cercano.

	Tanyp.		Diame.		Ortho.		Chirono.		Tanyta.	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Torrentes Alpes (THIENEMANN, 1954).	5	8	N=51		%=81		1	1.5	6	9.5
Pirineos, Estaragne 2370-1900 mt. (LAVILLE & LAVANDIER, 1977).	3	5	N=49		%=84		1	1.5	5	8.5
Alto Lot 1295-223 mt.,Junio (LAVILLE, 1981).	2	5.4	1	2.7	22	59.5	5	13.5	7	18.9
Sierra Nevada	6	10.5	5	8.8	35	61.4	4	7.0	7	12.3

TABLA III: Distribución del número de especies y porcentajes en las distintas Subfamilias de Quironómidos, para algunos ríos de montaña europeos y Sierra Nevada. Distribution of the number of species and total percentages within the different Chironomids Subfamilies, in some mountain rivers from Europe and Sierra Nevada.

Los Tanytarsinii,aparecen normalmente en estaciones de escasa altitud (Chico-2, tabla II), a excepción de *Micropsectra atrofasciata* y *Micropsectra attenuata* obtenidas en las estaciones más altas; la primera es euritérmica y euritópica (SAWEDAL, 1982), siendo considerada la segunda propia de manantiales y arroyos de montaña (FITTKAU & REISS, 1978). Hay que destacar la presencia de *Lithotanytarsus emarginatus* en el río Aguas Blancas, especie característica de aguas calcáreas (THIENEMANN, 1934; VILCHEZ & LAVANDIER, en prensa; VILCHEZ et al., en prensa).

Los Diamesinae aparecen exclusivamente en las estaciones más altas (2100 y 1460 mt.), ya que no soportan que la temperatura no sobrepase generalmente los 15 ºC (SERRA-TOSIO, 1972), lo que los restringe a la alta

y media montaña. De ellos el género *Diamesa* es el dominante con 4 especies.

Dentro de la Subfamilia Orthocladiinae los géneros *Eukiefferiella*, con 10 especies, y *Orthocladius* con 5, son los más diversificados. Las especies de *Eukiefferiella*, propias de aguas con fuerte corriente y bien oxigenadas (THIENEMANN, 1944), son las que aparecen distribuidas en mayor número de estaciones (tabla II). Por su interés biogeográfico es notable la presencia de *Eukiefferiella brehmi*, recolectada a 1000 y 1460 mt. en el río Trevelez, hasta ahora solo conocida de los Alpes (FITTKAU & REISS, 1978). Con la presencia de *Heterotrissocladius marcidus* en la estación 1 del río Monachil, que no presenta lagunas en su nacimiento, parece confirmarse su caracter ambiguo en cuanto a su preferencia por medios lénticos o lóticos, ya que se le ha citado normalmente en lagos oligotróficos de regiones montañosas, estando además presente en las lagunas de Sierra Nevada (LAVILLE & VILCHEZ, 1986).

Los Tanypodinae, aunque representados por 6 especies (10.5 %,proporción superior a la de otros ríos), solo aparecen esporádicamente en algunas estaciones. Las especies de esta Subfamilia son generalmente propias de medios lénticos o del Potamon de los ríos (LAVILLE, 1981); de las censadas en este trabajo, 4 son reobiontes de agua fría, y solo *Rheopelopia maculipennis* es propia de la zona baja de los ríos.

Ecología y Distribución de las especies nuevas para España

Nilotanypus dubius (Mg.)

Exuvias pupales recolectadas en los ríos Maitena, Aguas Blancas y Lanjaron, entre 1020 y 720 mt. de altitud. Especie reobionte, estenotérma de agua fría y polioxibionte, conocida de las regiones montañosas de Europa (FITTKAU, 1962; LAVILLE, 1980). Aparece más frecuentemente en las estaciones bajas del curso del Alto Lot (LAVILLE, 1981). En arroyos de alta montaña le son más propicios aquellos menos rápidos y con más sedimentos ((LAVILLE & LAVANDIER, 1977). Es el único Tanypodinae encontrado en un torrente alpino a 790 mt. de altitud (GAY, 1982)

Trissopelopia longimana (Staeg.)

Las exuvias pupales de esta especie se han obtenido en los ríos Trevelez y Aguas Blancas, respectivamente a una altitud de 1460 y 1060 mt.. Es una especie ampliamente distribuida en Europa (LEHMANN, 1971; VERNEAUX & VERGON, 1974; LAVILLE, 1980; ASHE, 1982; BROUQUET-LAGLAIRE, 1985). Reófila, estenotérma de agua fría y polioxibionte (CASPER, 1983; FERRARESE, 1983).

Pseudodiamesa branickii (Now.)

Una exuvia pupal junto con el adulto hembra obtenidas en el río Monachil a 2100 mt. de altitud. Especie con una amplia distribución en toda la zona holoártica (SERRA-TOSIO, 1972).*P. branickii* junto con *P. nivosa* son las dos especies de este género; la segunda de ellas ya fue señalada en las lagunas de Sierra Nevada (BERTRAND, 1956; LAVILLE & VILCHEZ, 1986), a altitudes comprendidas entre 2700 y 3000 mt.. Esto puede confirmar que *P. nivosa* es una especie que vive a mayor altitud, colonizando preferentemente las lagunas de alta montaña (SERRA-TOSIO, 1976), mientras que *P. branickii* habita en los cursos de agua en la zona del Crenon y Ritron (SERRA-TOSIO, 1972).

Cardiocladius capucinus (Zett.)

Exuvias pupales recolectadas en los ríos Trevelez (1460 mt.) y Aguas Blancas (760 mt.). Especie repartida ampliamente por toda Europa. Su ecología está mal conocida (LAVILLE, 1979), pero se considera como estenotérma de agua fria y reófila (VIAUD- CHAUVED, 1982); señalada fundamentalmente en los cursos de agua, en las zonas del Ritron y el Potamon (LEHMANN, 1971; FITTKAU & REISS, 1978), aunque también está citada en aguas estancadas temporales de la Camarga (TOURENQ, 1976).

Corynoneura lobata Edw.

Los ejemplares de está especie (exuvias pupales y adultos macho) proceden de las estaciones Monachil-1 (2100 mt.), Trevelez-1 (1460 mt.) y Poqueira-1 (1300 mt.). Especie señalada en las fuentes y cursos superiores de los ríos (SCHLEE, 1968), así como en el Crenon y Ritron del río Fulda (LEHMANN, 1971), y en varios cursos de agua de los Pirineos y Alpes (LAVILLE & LAVANDIER, 1977; LAVILLE, 1980; GAY, 1982).

Eukiefferiella brehmi Gow.

Los ejemplares (exuvias pupales) se obtuvieron en las dos estaciones del río Trevelez (1460 y 1000 mt.). Esta especie hasta ahora solo era conocida de los Alpes (FITTKAU & REISS, 1978). Se la considera propia de la parte alta de los cursos de agua (FITTKAU & REISS, 1978).

CONCLUSIONES

De las 57 especies dadas para los ríos de Sierra Nevada en este trabajo, 6 resultan nuevas citas para España: *Nilotanypus dubius, Trissopelopia longimana, Pseudodiamesa branickii, Cardiocladius capucinus, Corynoneura lobata y Eukiefferiella brehmi.* Además, con esta lista se aumenta a 73 el número de especies citadas en este sistema montañoso.

La casi totalidad de las especies son reófilas y la mayoria estenotérmas de agua fria. A estas características se ajustan sobre todo las especies de la Subfamilia Diamesinae, que quedan claramente restringidas a las estaciones de mayor altitud, lo que pone de manifiesto su distribución alpina. Destaca la abundancia de especies del género *Eukiefferiella,* con 10 el más diversificado, y con preferencias tipicamente reófilas.

Algunas especies de esta lista quedan aún por identificar, esto unido a que este censo hace referencia a una sola de las campañas de muestreo (Primavera), nos hace considerar que en posteriores trabajos el número de especies podria aumentar considerablemente, así como el conocimiento de su distribución y ecología.

BIBLIOGRAFIA

ASHE, P. 1982. Ecological and taxonomic studies on the Chironomidae (Diptera.Nematocera).I: A study of Chironomidae of the river Flesk, S.W. Ireland. Ph D. Thesis, Univ. Dublin. 158 pp.

BERTRAND, H. 1956. Diptères Chironomides pyrénées et espagnols. Bull. Soc. ent. Fr., 61: 93-95.

BOUQUET-LAGLAIRE, Y. 1985. Etude des Chironomides (Diptera) de quelques rivières polluees du bassin de la Garonne. These Université Paul Sabatier. Toulouse. 237pp.

CASPERS, N. 1983. Chironomiden Emergenz zweier Lunzer Bäche, 1972. Emergence of Chironomidae from two streams at Lunz (Austria), 1972. Arch. Hydrobiol. suppl. 65: 484-549.

FERRARESE, V. 1983. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 26. Chironomidi, 3.(Diptera: Chironomidae: Tanypodinae). AQ/1/204. Consiglio nazionale delle ricerche. 96 pp.

FITTKAU, E.J. 1962. Die Tanypodinae (Diptera, Chironomidae). Abh. Larvalsyst. Insekten, 6: 1-453.

FITTKAU, E.J. & REISS, F. 1978. Chironomidae, In Illies, J. (ed): Limnofauna Europaea, 2. Aufl: 404-440. G. Fisher, Stuttgart.

GAY, C. 1982. Les communautes benthiques d'un torrent des Alpes françaises: l'Eau d'Olle (Isére). Trav. Lab. Hydrobiol., 71-73: 7-31.

LANGTON, P.H. 1984. A key to pupal exuviae of British Chironomidae. P.H.LANTON ed., 323 pp.

LAVILLE, H. 1970. Some Chironomidae (excl. Diamesinae) from Souther Spain (Insecta, Diptera). Steenstrupia, 1: 21-23.

LAVILLE, H. 1979. Etude de la dérive des exuvies nymphales de Chironomides au niveau du confluent Lot-Truyere. Annls. Limnol., 15 (2): 155-180.

LAVILLE, H. 1980. Inventaire 1980 des Chironomides (Diptera connus des Pyrénées. Annls. Limnol., 16: 211-223.

LAVILLE, H. 1981. Récoltes d'exuvies nymphales de Chironomides (Diptera) dans le Haut-Lot, de la source (1295 mt.), au confluent de la Truyére (223 mt.). Annls. Limnol., 17(3): 255-289.

LAVILLE, H. & LAVANDIER, P. 1977. Les Chironomides (Diptera) d'un torrent pyrénéen de haute montagne: L'Estaragne. Annls. Limnol., 13(1): 57-81.

LAVILLE, H. & VILCHEZ-QUERO, A. 1986. Les Chironomidés (Diptera) de quelques lagunas de haute altitude de la Sierra Nevada (Granada, Espagne). Annls. Limnol., 22(1): 53-63.

LEHMANN, J. 1971. Die Chironomiden der Fulda (Systematische,ökologische und faunistiche Untersuchungen). Arch. Hydrobiol. suppl. 37: 466-555.

SCHLEE, D. 1968. Vergleichende Merkmalsanalyse zur Corynoneura gruppe (Diptera, Chironomidae).Zugleich eine allgemeine Morphologie der Chironomiden- Imago (♂) . Stuttg. Beitr. Naturk., 180: 1-180.

SERRA-TOSIO,B. 1970. Some Diamesinae from southern Spain (Insecta, Diptera, Chironomidae). Steenstrupia: 25-27.

SERRA-TOSIO, B. 1971. Deux Diamesini nouveaux d'Espagne. Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble, 62: 147-167.

SERRA-TOSIO, B. 1972. Ecologie et biogeographie des Diamesini d'Europe (Diptera, Chironomidae). Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble, 63: 5-175.

STROBL, G. 1900. Spanische Dipteren. XI Theil, Wiener Entomologische, XIX, Jahrgang, VI und VII. Heft. 169-174.

THIENEMANN, A. 1934. Eine gesteinsbildende Chironomide. (Lithotanytarsus emarginatus (Goethg.).ZZ.f. Morph. u. Ökol. d. Tiere. Bd. 28: 480-496.

THIENEMANN, A. 1941. Lapplandische Chironomiden und ihre Wohngewasser. Arch Hydrobiol. suppl. 17: 1-253.

THIENEMANN,A. 1954. Chironomus. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Binnengewässer, 20: 1-834.

TOURENQ, J.N. 1976. Recherches écologiques sur les Chironomidés (Diptera) de Camargue. I. Etude faunistique et biogéographique. Annls. Limnol.,12: 17-74.

VERNEAUX, J. & VERGON, J.P. 1974. Faune dulçaquicole de Franche-Comté.Sixiè partie: Les Diptères Chironomides. Ann. scient. Univ. Besaçon, zool.,11: 179-198.

VIAUD-CHAUVET, M. 1982. Analyse des recoltes d'exuvies nymphales de Chironomides dans les rivières du bassin du Tarn. These. Université Paul Sabatier. Toulouse. 171 pp.

VILCHEZ-QUERO, A. & LAVANDIER, P. 1986. Nouvelles récoltes de Chironomidés (Diptera) d'Espagne. Rythme journalier de dérive des exuvies nymphales dans le Guadalquivir (Sierra de Cazorla). Annls. Limnol., 32(3): en prensa.

VILCHEZ-QUERO, A.; CASAS, J. & LUQUE, M. 1987. Contribución al conocimiento de los Quironómidos (Diptera:Chironomidae) en el río Guadalquivir (Sierra de Cazorla). Graellsia: en prensa.

(Este trabajo se ha beneficiado del Proyecto subvencionado por la CAICYT 3243/83).

LOS SIMULIDOS (DIPTERA) DE LOS RIOS GUADALHORCE Y GUADIARO (MALAGA,SE ESPAÑA)

Gloria GONZALEZ PEÑA (1), Marta GONZALEZ TANAGO (2) y Diego GARCIA DE JALON (2)

(1) Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal 645, 08028 Barcelona.

(2) Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid.

Palabras clave: Insectos acuáticos, Simulidos, Bentos, Ríos.

SUMMARY

SIMULIIDAE (DIPTERA) FROM THE RIVERS GUADALHORCE AND GUADIARO (MALAGA; SE SPAIN)

Key words: Aquatic Insects, Simulids, Benthos, Streams.

River Guadiaro and Guadalhorce Basins constitute the main hydrographic nets in Malaga province (Spain). Their strong mediterranean character reduces the colonization posibilities by Simulids. Therefore only 8 species have been found in the four-seasons samplings during 1984, in 23 localities distributed along both basins.
There are some paleartic species with wide distribution: S. (N.) cryophilum, S. (W) lineatum, S. (S.) nitidifrons and S. (S.) variegatum. Other paleartic are restricted to the Mediterranean Subregion as S. (W.) pseudoequinum, S. (W.) sergenti and S.(E.) latinum. Likewise, it is confirmed the presence of S. (N.) ruficorne,a species of Tropical African origin that extends its distribution area until the Mediterranean Region, being Southern Iberian Peninsula its septentrional limit.
The marked seasonality of the studied rivers is reflected by simulid populations in their distribution. During winter and spring most populations are found widely distributed among these streams, while in summer and autumn the water withdrawal relegates them to the streams upper reaches. Summer conditions are only tolerated by S. (W.) sergenti, S. (W.)pseudoequinum and S.(E.) latinum, asiit happens in other

mediterranean countries.

1. INTRODUCION

Los simúlidos del sur de España han sido estudiados en varias ocasiones como ya se indicaba en una publicación anterior (GONZALEZ et al. 1986). Los muestreos realizados en ríos de la provincia de Málaga nos permiten perfilar y contrastar los resultados faunísticos conocidos. Por otro lado el enclave geográfico de los ríos estudiados en el sur de la Península ofrece la posibilidad de comparación con otros ríos de paises africanos de la cuenca mediterránea (MOUBAYED y CLERGUE-GAZEAU,1985; GIUDICELLI y DIA, 1986; BOUMAIZA y CLERGUE-GAZEU, 1986).

El estudio de los simúlidos de los ríos Guadiaro y Guadalhorce procede del programa de investigación de la fauna macroinvertebrada de Malaga realizado por García de Jalón y González del Tánago en 1984 (proyecto financiado por LUCDEME), viniendo a completar el panorama faunístico.

2. AREA DE ESTUDIO Y METODOS.

Las cuencas de los ríos Guadiaro y Guadalhorce constituyen las principales redes hidrográficas de la provincia de Málaga. El caracter mediterráneo de estos ríos se manifiesta en una importante irregularidad en el caudal lo que motiva que algunos cursos se sequen en la época estival (verano y otoño, fig. 1). Por otro lado el caracter permanente de otros cauces se debe al aporte de aguas subterraneas, al estar enclavados sobre terrenos cársticos como sucede en la cabecera del río Guadiaro y en el arroyo de la Venta.

El muestreo faunístico se realizó en 23 localidades situadas en las cuencas de los ríos Guadiaro y Guadalhorce (Tabla 1), durante el año 1984 en cuatro ocasiones. La recolecta de fauna macrobéntonica se realizó mediante una red de mano de 700 micras de poro, recogiendose todos los organismos del bentos en un areaaproximada de 0,3 m^2.

Estos muestreos se desarrollaron siempre en facies lótica o zona de rápidos. Sin embargo en ocasiones no existia una clara distinción entre esta y la facies lenítica o de remanso, al existir una corriente generalizada en toda la seccion del cauce durante los periodos de crecidas o bien un movimiento lento de las aguas en todo el cauce cuando este se cubria de macrófitas.

Tabla 1.- Localidades de muestreo indicando las coordenadas UTM, la altitud la distancia al origen, anchura media y sustrato dominante.
Sampling sites with UTM, altitude, length to source, mean width and dominant substrata. P: Piedras(stone), G: Grava (gravel), A:Arena(sand) F: Fango(mud).

RIOS	COORDENADAS UTM	ALTITUD mts.	DIST. NAC. Km.	ANCHURA MEDIA mts.	SUSTRATO
R. GUADALHORCE					
Gh-1, Pto. Alazores	30SUG8400	800	8	1.5	P(calizas)
Gh-2, Archidona	30SUG7106	500	36	9	P,G,A
Gh-3, Bobadilla	30SUG5101	400	56	8	P,G
Gh-4, El Chorro	30SUF4384	350	80	5	P,G
Gh-5, Pizarra	30SUF4772	49	98	15	P,A
Gh-6, Cartama	30SUF5667	28	113	80	G
Gh-7, Churriana	30SUF6960	-	125	100	F
R. ALMARGEN					
Ve-1, Almargen	30SUG1800	490	2	1	G
A. de la VENTA					
Ve-2, Teba	30SUF3394	420	22	20	P(calizas)
R. GUADATEBA					
Gt-1	30SUF2688	390	18	5	P(calizas)
R. TURON					
Tu-1, El Burgo	30SUF2773	550	8	15	P
Tu-2, Ardales	30SUF3684	360	21	25	G
R. GRANDE					
Gr-1, Tolox	30SUF3363	200	12	8	P
Gr-2, Cerralba	30SUF4866	50	30	100	P,G
R. CAMPANILLAS					
Cm-1, Villanueva	30SUF6588	350	8	2	P
Cm-2, Almogía	30SUF6672	95	20	15	P,G
Cm-3, Campanillas	30SUF6565	22	31	10	G,A
R. GUADIARO					
Go-1, Benaoján		420	20	10	P
Go-2, Cortes de F.	30STF9253	350	40	25	P
Go-3,S.Pablo Buceite	30STF8539	40	58	40	G
Go-4, S.M.Tesorillo	30STF9224	20	80	90	G,A
R. GENAL					
Gn-1, Igualeja	30SUF1055	740	12	12	P
Gn-2, Gaucin	30STF9542	110	20	20	P

3. RESULTADOS.

Se han capturado simúlidos en 19 de las 23 localidades en las cuencas de los ríos Guadalhorce y Guadiaro, aumentando o disminuyendo su número según la época del año. En algunas estaciones no se han encontrado simúlidos en ninguna ocasión, siendo éstas las correspondientes al tramo bajo de los ríos Guadalhorce y Guadiaro (Gh-7 y Go-4), caracterizadas por unas condiciones lénticas dominantes. Asimismo tampoco se han encontrado simúlidos en algunas estaciones del tramo superior de la cuenca del río Guadalhorce (Gh-3, Ve-1 y Tu-2).

A pesar de esta relativamente amplia distribución del grupo en las cuencas estudiadas, su importancia cuantitativa no es notable salvo en un número reducido de estaciones (fig. 1) donde las condiciones ambientales son óptimas para el desarrollo de las especies.

De las 8 especies de simúlidos identificadas, 5 son comunes a las dos cuencas (S.(W.) pseudequinum, S.(W.) sergenti, S.(E.) latinum, S.(S.) nitidifrons y S.(S.) variegatum) existiendo otras especies de distribución más restringida como S.(N.) cryophilum (R. Guadiaro) y S.(W.) lineatum y S.(N.) ruficorne (R. Guadalhorce).

La exposición detallada de la distribución de las especies en las cuencas estudiadas incluye la localización exacta de las citas, así como comentarios de la ecología de las especies y el apoyo bibliográfico necesario. Las capturas se han agrupado en las correspondientes a las 4 épocas del año, del siguiente modo: I- 28 de Febrero a 3 de Marzo, PR- 29 de Abril a 2 de Mayo, V- 9 de Julio a 14 de Julio, y O- 26 de Octubre a 28 de Octubre de 1984. Tambien se indica el tipo de material examinado (L- larvas, P- pupas, oo y oo- genitalias extraidas de la pupa, Px- exuvia pupal).

Simulium (Nevermannia) cryophilum (Rubzov, 1962).

Gn-1 (PR: 1P(♂♂) y 5L.

Es una especie presente en arroyos y torrentes de los macizos montañosos y areas de pre-montaña de la Península (PRAT etal. 1983; GRACIO, 1985) siempre en aguas limpias y moderadamente frias.

Su presencia en los ríos de Málaga se reduce a la cabecera del río Genal situada a 740 mts de altura, en aguas con una temperatura de 12° y con una fauna macroinvertebrada propia de cursos de montaña (GARCIA de JALON y GONZALEZ del TANAGO, 1986). Tan solo se ha capturado en primavera a pesar que esta especie parece ser multivoltina.

Se distribuye en toda la región paleárctica incluyendo la zona occidental de la cuenca mediterránea (BOUMAIZA y CLERGUE-GAZEAU, 1986).

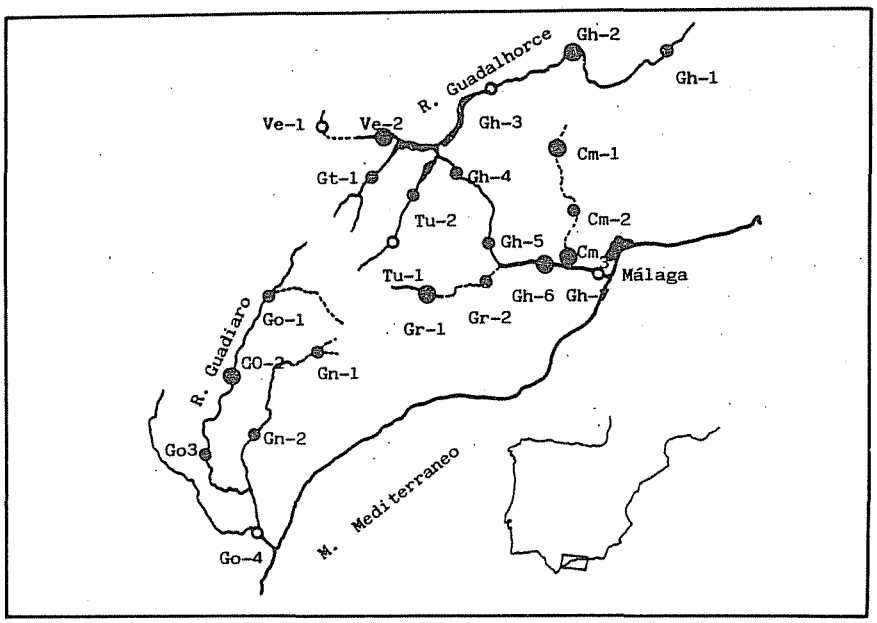


Fig 1.- Situación de los puntos de muestreo con la distribución de los simúlidos (puntos negros). Los puntos mayores representan densidades de mas de 50 individuos. El trazo discontinuo muestra los cursos temporales.
Location of sampling sites with distribution of black-flies in the river basins. The big dots represent densities of more then 50 individuals. The dotted line show the temporal rivers.

Tabla 2. Valores medios, máximos y mínimos de los parámetros físicos medidos.
Average values, maximum and minimum of some physical parameters.

	DIST. NAC. Km.	ALTURA mts.	TEMPERATURA °C	CONDUCTIVIDAD uS	NºMUESTRAS/CAMPAÑA I	PR	V	O	Tot.
S.cryophilum	12	740	12	390	-	1	-	-	1
S.ruficorne	22	420	14-23 19	1400-1860 1620	1	1	1	-	3
S.latinum	8-113 30,5	22-800 311,9	9-24 16,3	300-2300 944,5	9	9	3	2	23
S.pseudequinum	8-98 28,7	22-500 296,2	9-24 16,5	300-1860 876,1	7	10	4	2	23
S.lineatum	36-116 74,5	28-500 264	15-18 16,5	700-1180 940	-	2	-	-	2
S.sergenti	20-113 27,2	22-500 299,9	9-26 16,2	370-2500 904,3	3	7	4	1	15
S.nitidifrons	8-20 21,8	22-740 260,4	9-20 14,8	300-1600 670,7	6	7	1	-	14
S.variegatum	8-20 15,0	95-350 188,7	11-13 12	300-850 536,6	3	-	-	-	3

Simulium (Nevermannia) ruficorne Macquart, 1838.

Ve-2 (I:8L, PR:1L, V:1L).

Se trata de una especie de enorme interés dada su extensa distribución que incluye Africa intertropical y del Sur, así como toda Africa del Norte extendiendose hasat Oriente Medio. Dentro de Europa tan solo se conoce del sur de Portugal (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1972; GRACIO, 1985) así como de dos localidades de la provincia de Jaén (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1975). La presente captura de esta especie en el Arroyo de la Venta se encuentra dentro del área probable de distribución de la misma.

Existen datos que indican la alta adaptación de S.ruficorne a las más diversas condiciones, siendo la única especie de simúlido capaz de sobrevivir en aguas aparentemente estancadas (CROSSKEY, 1967). Las características ecológicas de las localidades en las que se ha capturado esta especie, en la Península tienen en común el tratarse de aguas poco profundas, de corriente moderada a débil y de carácter temporal, con relentizamientos importantes del flujo (canal de irrigación,...) (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1972; GRACIO, 1985).

La cota altitudinal del Arroyo de la Venta (420 mts.) supera a las cotas en las que se había citado la especie, previamente en la Península que no superaban los 200 mts. Las aguas presentan valores de conductividad elevados (entre 1400 y 1860 µS) y la temperatura oscila entre 14 y 23°C.

La estación de muestreo se encuentra situada a unos 50 mts de unos manantiales de agua que diluyen la contaminación orgánica que existe en el río como consecuencia de la existencia de vertidos procedentes de la industria porcina.

Las capturas corresponden a material larvario colectado sobre piedras y durante invierno, primavera y verano. En las dos últimas épocas las larvas presentaban los filamentos pupales desarrollados, lo que sugiere un carácter multivoltino.

Simulium (Eusimulium) latinum (Rubzov, 1962).

Gr-1 (I:4L), Tu-2 (PR:7L), Cm-1 (I:1L; PR:5P y 3L; V:1P(♂♂) y9L), Cm-2 (I:6L; PR:2L), Cm-3 (I:13L; PR:8P y 2L), Ve-2 (I:3P y 32L; PR:2L; V:5L; O:3L), Gt-1(PR:10L), Gn-2 (I:2P y2L), Go-1(V: 1L), Go-2 (I:1P(♀♀) y3L).

Es una especie de amplia distribución en los países del área mediterranea (Europa meridional y N. de Africa). Pertenece al gr. aureum que agrupa un conjunto de especies de taxonomía controversa, por ello en algunas ocasiones se ha citado esta especie bajo la denominación de S.aureum s.l. (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1972).

Su presencia en Portugal (Gracio, 1985) así como en los ríos catalanes (PRAT etal., 1983) se circunscribe preferentemente a arroyos

y torrentes de corriente moderada y aguas cálidas, hecho que le permite colonizar estos ambientes en la época estival cuando otras especies de simúlido son eliminadas.

En los ríos estudiados es la especie más extendida, junto a S.(W.) pseudequinum, y se ha capturado en todas las épocas del año, lo que indica el desarrollo de un ciclo multivoltino. Ocupa aguas de mineralización variable (300 y 2300 µS) y templadas (Tabla 2).

Simulium (Wilhelmia) lineatum (Meigen, 1804).

Gh-2 (PR:1P), Gh-6 (PR:1P y 19L).

La presencia de esta especie en los ríos del sur de la Península ya era conocida y se había recolectado siempre en ríos de aguas profundas sobre la vegetación de ribera en contacto con el agua (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1975).

En el río Guadalhorce se ha capturado en dos localidades situadas en el tramo superior e inferior del curso principal, con las características típicas, anteriormente descritas.

Simulium (Wilhelmia) pseudequinum Séguy, 1921.

Gr-1 (I:8P y 11L; PR:10P y47L), Gr-2 (PR:1P y4L), Cm-1 (I:1L; PR: 9P y21L; V:1L), Cm-2 (PR:1L), Cm-3 (I:1L; PR: 2P y 8L), Ve-2 (I:1P y20L; PR:2L), Gt-1 (V:10L), Gh-2 (I:7L; PR:7P y 1♂♂ 3♀♀ y 41L; V:6L; O:5L), Gh-5 (PR:7L), Gn-2 (I:5L; PR:2L), Go-2(I: 2P y 1L; PR:28L; V:2L; O:1P(♀♀) y 6L).

Especie denominada durante mucho tiempo S.(W.) mediterraneum hasta que se demostró la validez del nombre S.(W.) pseudequinum (CROSSKEY, 1981. Se encuentra ampliamente distribuída por toda la región circunmediterranea extendiendose hasta la región oriental. En Portugal se ha encontrado por todo el país pero preferentemente al sur del río Tajo (GRACIO, 1985). Presenta una enorme capacidad de adaptación a todo tipo de situaciones y por ello coloniza ambientes muy diversos. Sin embargo suele preferir aguas poco profundas, caldeadas y de corriente moderada (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1972).

En los ríos estudiados coloniza casi todas las estaciones del río Guadalhorce y el tramo superior del río Guadiaro, entre 22 y 500 mts. y en un sustrato petrícola, preferentemente. Desarrolla varias generaciones al año, aunque no se han detectado pupas en la época estival.

Simulium (Wilhelmia) sergenti Edwards, 1923.

Gr-2 (PR: 4P y6L), Tu-2 (PR: 13L; V:3L), Cm-3 (PR:2L5, Ve-2 (I:7L), Gh-2 (I:2L, PR:5P y40L; V:6L; O:2L), Gh-5 (PR:5L), Gh-6: (PR:164L), Go-1 (V:1L), Go-2 (I:17L; PR:51L; V:2L).

El area de distribución de esta especie se extiende por el norte de Africa (BOUMAIZA y CLERGUE- GAZEAU, 1985) así como por el sur de Portugal y España (BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1972; GRACIO, 1985). Ocupa aguas de diferentes características en relación a la profundidad, corriente y mineralización, por lo que S.(W.) sergenti junto a S.(W.) pseudequinum son las especies más apropiadas para la colonización de los ambientes más meridionales de los países mediterraneos.

Esta especie se encuentra ampliamente repartida en el río Guadalhorce y tramo superior del río Guadiaro sobre sustratos muy diversos (piedras, gravas, arenas) y vegetación macrofítica y de ribera. Desarrolla un ciclo multivoltino, ya que se han capturado pupas en tres épocas del año (invierno, primavera y verano), en aguas con una temperatura entre 9 y 26,5°C.

Simulium (Simulium) nitidifrons Edwards, 1920.

Gr-1 (I:3L; PR:3L), Gr-2 (PR:1L), Tu-2 (PR:1L), Cm-1 (PR:5P,2♂♂ y 87L), Cm-2 (I:10L; PR:3L), Cm-3 (I:10L; PR:8L), Ve-2 (I:1♀♀ y 8L), Gt-1 (V:2L), Gh-2 (I:2L; PR:16L), Gn-1 (PR:5L), Gn-2 (I:1Px y 5L; PR:2L).

La separación de S.(S.) nitidifrons y S.(S.) ornatum puede ser dificil si no se dispone de imagos, y principalmente hembras de modo que pueda observarse el color de la frente que es negro brillante en la primera especie y gris en la segunda. Este caracter ha podido ser comprobado en una hembra capturada en el arroyo de la Venta. Por otro lado, la forma de la placa ventral de los machos capturados en el río Campanillas se asemeja a los diseños obtenidos por BEAUCOURNU-SAGUEZ (1975) en varias localidades del sur de España y que identifica como S.(S.) nitidifrons.

Se trata de una especie de amplia distribución en Europa ocupando asimismo la cuenca mediterranea, en su vertiente africana (Marruecos, Argelia, Líbano y Túnez) (BOUMAIZA y CLERGUE-GAZEAU, 1986; GIUDICELLI y DIA, 1986).

La distribución de esta especie se localiza en los afluentes del río Guadalhorce y tramo superior del mismo, así como en la cabecera del R. Genal, en los ambientes más lóticos y con un sustrato petrícola.

Simulium (Simulium) variegatum Meigen, 1818.

Gr-1 (I:1L), Cm-1 (PR:1Px), Cm-2 (I:3L), Gn-2 (I:1L).

Se trata de una especie ampliamente distribuída en los torrentes y ríos de pre-montaña, cuya presencia en el sur de España se conoce de las estribaciones de Sierra Nevada (CARLSSON, 1969; BEAUCOURNU-SAGUEZ, 1975).

Los escasos ejemplares recolectados en los ríos muestreados proceden de la campaña de invierno,época en la que se han medido las temperaturas más bajas y siempre provienen de un sustrato petrícola.

5. DISCUSION.

La diversificación de los simúlidos en los ríos de Málaga, no parece muy alta ya que solo se han identificado 8 especies. El caracter fuertemente mediterráneo de estos ríos reduce las posibilidades de colonización por parte de otras especies presentes en otros ríos de la zona. La primavera supone la época de máxima expansión del grupo (Tabla 2), debido a la presencia de caudales suficientes en todos los cursos. Así se desarrollan poblaciones importantes de simúlidos, incluso en el tramo inferior del R. Guadalhorce. Tambien se contabiliza el máximo número de especies con la presencia de S.(W.) pseudequinum, S.(W.) sergenti, S.(E.) latinum y S.(S.) nitidifrons como especies más abundantes junto a otras de distribución puntual como S.(N.) cryophilum en la cabecera del río Genal, S.(N.) ruficorne en el arroyo de la Venta y S.(W.) lineatum en el R. Guadalhorce.

La recesión hídrica de la época estival seca algunos tramos fluviales y convierte otros en charcas. Este hecho produce el replegamiento de los simúlidos hacia las partes altas de las cuencas, donde se mantiene el flujo suficiente (Gh-2, Ve-2, Gt-1, Cm-1, Go-1 y Go-2). Entre las especies presentes se encuentra S.(W.) sergenti, S.(W.) pseudequinum y S.(E.) latinum capaces de tolerar notables disminuciones de la velocidad de la corriente, así como el calentamiento de las aguas, y por lo tanto pueden adaptarse a las condiciones estivales de estos ríos del area mediterránea.

El otoño del sur de España representa la continuidad de las condiciones estivales a menos que se produzcan lluvias abundantes. En esta época la presencia de simúlidos es mínima y se reduce a las mismas especies presentes en el verano, si bien en menor abundancia y tan solo en algunas estaciones del tramo superior de los ríos estudiados (Gh-1, Gh-2, Ve-2 y Go-2).

Crosskey (1967) destaca la existencia de una fauna simulídica característica de la región mediterránea, en la que los subgéneros Wilhelmia y Eusimulium son dominantes. Esta premisa se cumple, en efecto, en los ríos malagueños. Por otro lado, la similitud que muestran los ríos del sur de España respectoa los del N. de Africa es notable. Tomando las listas faunísticas que ofrecen BAILLY-CHOUMARA etal. (1970) y BOUMAIZA Y CLERGUE-GAZEAU (1986) para los ríos Tunecinos, encontramos que de las 17 especies de que constan, 14 han sido colectadas por nosotros recientemente ya en la provincia de Córdoba (GONZALEZ etal. 1986) o en los ríos de Málaga.

Los simúlidos de los ríos Guadiaro y Guadalhorce estan representados, desde el punto de vista biogeográfico, por especies palearcticas de amplia distribución (S.(N.) cryophilum, S.(W.) lineatum, S.(S.) nitidifrons) siendo algunas características de la sub-región mediterránea (S.(W.) sergenti, S.(W.) pseudequinum, S.(E.) latinum). Finalmente S.(N.) ruficorne es una especie de procedencia Afro-tropical que coloniza asímismo el area oriental y la cuenca mediterranea, siendo el Sur de la Península el límite norte de su distribución.

BIBLIOGRAFIA.

BAILLY-CHOUMARA H., M.R.BERNARD, P. GRENIER, M.C. LE ROY-MORET y J.MOUCHET. 1970.- Note faunistique sur les simulies (Diptera:Simuliidae) du Nord dela Tunisie. Cah. O.R.S.T.O.M.,ser.Ent.méd et Parasitol., 8(4),377-382.

BEAUCOURNU-SAGUEZ, F. 1972.- Captures de simulies dans la moitie sud du Portugal. Premières captures en Europe de S.sergenti Edwards,1923 et de S. ruficorne Macquart, 1838. An.Esc.Saude publ. e Med.Trop.6(14): 93-83.

BEAUCOURNU-SAGUEZ,F. 1975.- Récoltes de Simulies (Diptera:Simuliidae) dans le sud-est de l'Espagne. Ann.Soc.ent.Fr. 11(1):73-89.

BOUMAIZA,M y CLERGUE-GAZEAU,M. 1986.- Le peuplement simulidien de la Tunisie Inventaire faunistique et biogéographie (Diptera,Nematocera).Annls. Limnol., 22(1): 31-39.

CARLSSON,G. 1969.- Some Simuliidae (Diptera) from Southern Spain. Ent.Meddel 37:202-206.

CROSSKEY,R. 1967.- A preliminary revision of the black-flies (Diptera:Simuliidae) of the Middle East. Trans.R.ent.Soc.Lond. 119(1):1-45.

CROSSKEY,R. 1981.- The identity and sunomymy of Simulium (Wilhelmia) pseudequinum Seguy and the occurence of this species in England (Diptera: Simuliidae). Entomologist's Gazette, 32:137-148.

GARCIA de JALON y GONZALEZ del TANAGO. 1986.- Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera de los principales ríos de Málaga. Actas II Simposio sobre el agua en Andalucia. Granada. 331-446.

GIUDICELLI,J y A.DIA. 1986.- Contribution to the knowledge of the blackfly fauna (Diptera:Simuliidae) of Lebanon, with description of a new species and ecological comments. Aquatic Insects, 8(3):123-139.

GONZALEZ,G, M.FERRERAS y A.GARCIA. 1986.- Introducción al estudio de los simúlidos (Diptera) de SierraMorena (Sur de España): Río Yeguas. Actas de las VIII Jornadas AeE, Sevilla, 733-744.

GRACIO, A.1985.- Estudo sistemático e bioecológico dos simulídeos de Portugal (Diptera:Simuliidae). Tesis doctoral.Universidade Nova de Lisboa.

MOUBAYED,Z. y M.CLERGUE-GAZEAU. 1985.- Les Simuliidae (Diptera) de trois rivières Oronte, Litani et Beyrouth du Liban. Annls.Limnol,21(1):83-88.

PRAT,N., M.A.PUIG y G.GONZALEZ. 1983.- Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat, II.El poblament faunístic i la seva relació amb la qualitat de les aigües.Estudis i Monografies, 9,Diputació de Barcelona, 162p.

VARIACIONES EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS EN EL TRAMO MEDIO DEL RIO GUADALQUIVIR (TERMINO MUNICIPAL DE CORDOBA).

Aniceto LOPEZ y Mª Angeles OJEDA.

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. 14071 Córdoba.

Palabras clave: río Guadalquivir, macroinvertebrados, índices biológicos, contaminación.

SUMMARY

STRUCTURE VARIATIONS OF THE MACROINVERTEBRATES COMMUNITES IN THE MIDDLE COURSE OF RIVER GUADALQUIVIR (MUNICIPALITY OF CORDOBA).

Key words: River Guadalquivir, macroinvertebrates, biological index, pollution.

During September 1985, the macroinvertebrate community was sampled at three points of the middle course of the River Guadalquivir, in Alcolea, Córdoba and Almodovar del Río, to determine the effects of wastewater disposal occurring particularly in the first two sampling-stations. The results obtained reveal a change in the community structure consisting primarily of a fall in specific abundance, and the replacement of trichopterans by chironomidae. Variations in biomass are equally apparent. The Verneaux and Tuffery index gives a value of 7 for station 1, and of 5 for the other two stations, and the IBG index, 10, 4 and 5 respectively.

INTRODUCCION

Es comun en los trabajos de Ecología acuática prestar especial atención a la comunidad de invertebrados bentónicos, cuyo estudio se reconoce a menudo como complejo por la dificultad en la identificación de las entidades taxonómicas de menor rango.

Desde la óptica aplicada resultan de utilidad por ofrecer una visión generalizada de las condiciones de calidad del agua, a través del empleo de los denominados Indices Biológicos, los cuales no requieren un grado excesivo de profundidad en las labores de identificación. (WOODIWISS 1964; VERNEAUX et al, 1967; DE PAUW and VANHOOREN,G.,1983; AFNOR,1985).

Este tipo de investigaciones no se han realizado hasta el momento presente en el tramo medio del río Guadalquivir, aunque se cuenta con datos pertenecientes al bajo Guadalquivir (MONTES et al, 1981) y

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 243-249

a algunos de sus afluentes por la margen derecha: Yeguas (GARCIA,1985), Guadiato (FERRERAS,1984) y Bembezar (FERRERAS et al,1985).

Con este trabajo se pretende conocer la estructura y distribución longitudinal de la comunidad de macroinvertebrados de una sección de gran interés del tramo medio del Guadalquivir, que se caracteriza por la contínua recepción de aguas residuales procedentes de núcleos industriales y sobre todo de asentamientos urbanos, entre los que más destaca la propia ciudad de Córdoba.

MATERIAL Y METODOS

Se han establecido tres estaciones de muestreo localizadas en el curso medio del Guadalquivir. En concreto, la estación uno se ubica en las proximidades del Puente de Alcolea, antes de que el río reciba los efluentes urbanos e industriales del núcleo urbano de Alcolea. La segunda se situa justo despues del azud de Casillas, a unos 24 Km de la anterior, una vez que se han recibido los aportes de aguas residuales de la capital cordobesa, mientras que la tercera, a 26 Km aguas abajo, se encuentra a la altura del Puente de Almodovar, donde aún no se han aportado las aguas residuales de este pueblo. Todas ellas presentan un sustrato pedregoso de similares características.

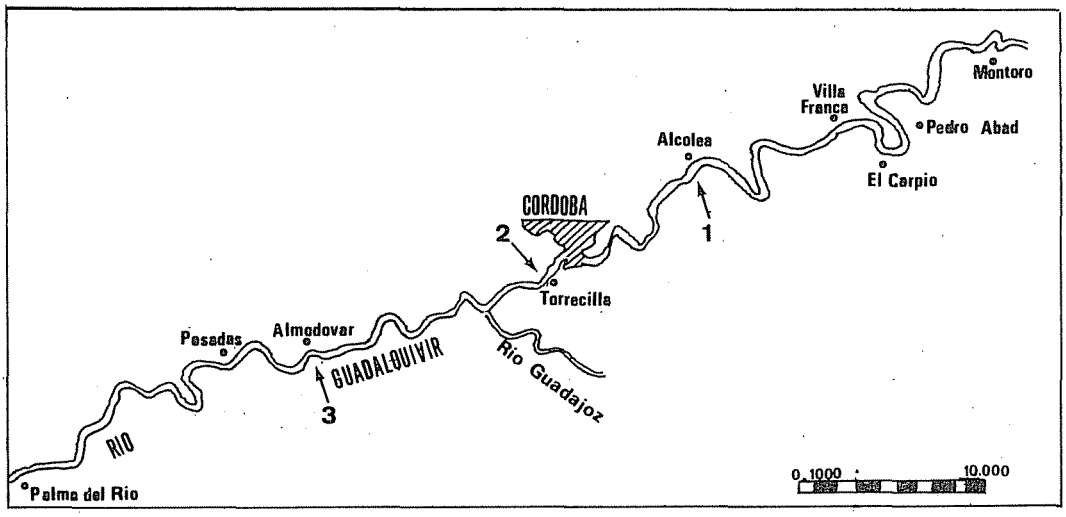


Figura 1. Localización del área de estudio y puntos de muestreo.

Figure 1. Location of study area and sampling stations.

Los muestreos se efectuaron durante el mes de Septiembre de 1985, utilizando un muestreador del tipo Surber, que delimitaba una superficie de 0,25 m. En total se recogieron las muestras procedentes de cuatro surber en cada una de las estaciones de muestreo, las cuales se conservaron en alcohol rebajado hasta su determinación en el laboratorio. La biomasa se determinó a partir del peso seco a 105°C.

El caudal durante los dias de los trabajos de prospección osciló entre los 21 y 41 m^3/seg.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla I. Como generalidad hay que reseñar un claro dominio de los insectos, el grupo más típico de la fauna de los rios, tal como señala PRAT et al., (1983), por la capacidad que poseen de colonizar un ambiente donde el alimento sea abundante. De hecho el máximo número de taxones registrados ha sido de trece en la estación uno, cifra que se reduce a solo siete a la salida de Córdoba, y a nueve en el tercero de los puntos de muestreo.

TABLA I. Número total de individuos (n) y peso de los mismos (p) expresado en mg peso seco pertenecientes a los diferentes taxones de macroinvertebrados que se han registrado en las tres estaciones de muestreo del Río Guadalquivir.

TABLE I. Total number of individuals (n) and their weight (p) expressed in mg dry weight, belonging to the different macroinvertebrate taxa recorded in the three sampling-stations on the River Guadalquivir.

	ALCOLEA		TORRECILLA		ALMODOVAR	
	n	p	n	p	n	p
TURBELLARIA	10	11,1	0	0	0	0
Dugesia lugubris	10	11,1	0	0	0	0
ACHAETA	0	0	197	198,9	7	16,5
Dina lineata	0	0	197	198,9	7	16,5
GASTEROPODA	0	0	182	191,4	88	172,8
Physa acuta	0	0	136	180,3	61	168,6
Ancylus fluviatilis	0	0	46	11,1	27	4,2
INSECTA						
EPHEMEROPTERA	45	75	5	1,1	124	31,8
Ephoron virgo	6	64	0	0	0	0
Caenis luctuosa	33	6,2	5	1,1	124	31,8
Choroterpes pictetis	4	4	0	0	0	0
Baetis	2	0,8	0	0	0	0
ODONATA	0	0	0	0	1	1,1
Ischnura graellsii	0	0	0	0	1	1,1
HETEROPTERA	37	1,9	0	0	3	0,1
Micronecta	37	1,9	0	0	3	0,1
PLANIPENNIA	1	0,4	0	0	0	0
Sisyra	1	0,4	0	0	0	0
TRICHOPTERA	678	1313,8	9	6,2	20	38
Hydropsyche	515	1255,5	9	6,2	20	38
Psychomyia	17	4,1	0	0	0	0
Ecnomus	146	54	0	0	0	0
DIPTERA	242	20,7	332	28,3	174	14,6
Chironomidae	242	20,7	332	28,3	174	14,6
Chironominae	186	15,9	286	24,5	134	11,3
Orthocladiinae	55	4,7	46	3,8	40	3,3
Tanypodinae	1	0,1	0	0	0	0

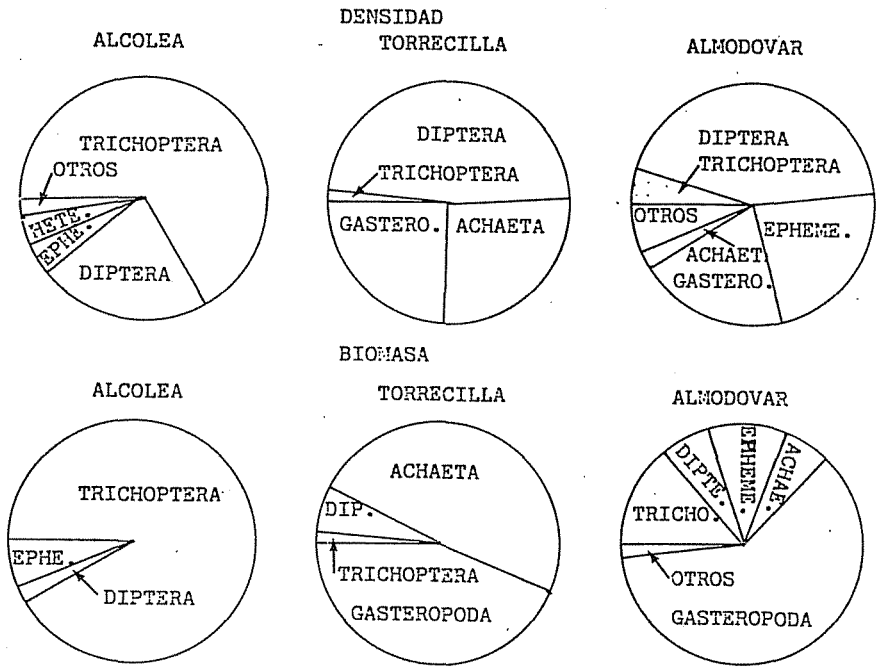


Figura 2. Porcentajes de densidad y biomasa correspondiente a los distintos taxones de macroinvertebrados en las tres estaciones de muestreo investigadas.

Figure 2. Density and biomass percentages corresponding to the different macroinvertebrate taxa in the three sampling-stations studied.

La densidad, expresada en número de individuos por metro cuadrado, presenta la mayor cota en el punto situado más aguas arriba (1013) para ir descendiendo con intensidad en las otras dos (725 y 417 respectivamente). Este cambio está producido por el empeoramiento de la calidad del agua, al que más tarde se hará alusión, y se deja notar también en el reparto del porcentaje de la densidad según los taxones. En efecto, la Figura 2 muestra con claridad el domínio de los tricopteros en Alcolea que, sin embargo, apenas se ven representados en la Torrecilla y más tarde en Almodovar. En estas dos últimas estaciones la mayor representatividad corresponde a los quironomidos y particularmente a la subfamilia quironominae, aunque el segundo lugar es ocupado por el erpobdellido Dina lineata en la estación 2 y por efemeropteros (Caenis luctuosa) en la 3. En ambas, el tercer lugar es compartido por los gasteropodos con claro predominio de Physa acuta sobre Ancylus fluviatilis.

El análisis de la biomasa (Figura 2) viene a completar el de la densidad. Se constata que mientras en Alcolea el grupo de los tricopteros es el de mayor importancia cuantitativa con un 92,45 % del total, en Torrecilla y Almodovar el mayor porcentaje lo ostentan ahora los aquetos y gasteropodos con un 46,7 % y 66,82 % respectivamente.

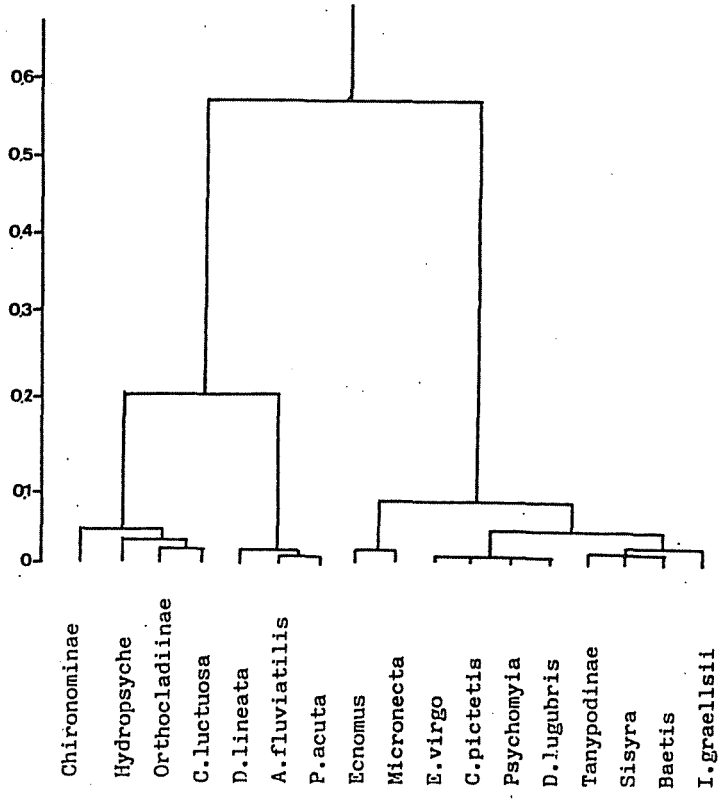


Figura 3. Dendrograma de similaridad entre especies de macroinvertebrados considerando las tres estaciones de muestreo investigadas.

Figure 3. Dendrogram of similarity between macroinvertebrate species recorded at the three sampling-stations studied.

Se ha realizado tambien el dendograma de afinidad entre especies, para lo que se ha seguido el procedimiento del Cluster (SAS, 1982), a partir de la matriz de densidades transformada según la expresión log (x+1). (Figura 3). Se observan dos grandes grupos de taxa. El de mayor envergadura está constituido por diez taxa que guardan en común el presentarse únicamente en la primera de las estaciones de muestreo, con la exepción de Ischnura graellsii, que se detectó en Almodovar.

El segundo está formado por siete taxa que se separan, a su vez, en dos subgrupos donde quedan incluidos por un lado los que siguen un patron de distribución más generalizado por encontrarse presentes en todos los puntos y, por otro, aquellos que solo se han encontrado en las dos últimas estaciones de muestreo, como son D.lineata, A.fluviatilis y P.acuta.

La aplicación del indice de VERNEAUX Y TUFFERY (1967) como indicador biológico de la calidad del agua arroja los siguientes resultados: 7 para la estación 1 y 5 para la estaciones 2 y 3. El valor 7 indica

TABLA II. Valor medio anual de diversos parámetros fisico-químicos y biológicos de las estaciones 1, 2-3. Entre parentesis se expresan las cifras máximas y mínimas registradas

TABLE II. Mean annual value of various physical, chemical and biological parameters of stations 1, 2-3. Maximun and minimun values recorded are shown in brackets.

PUNTOS DE MUESTREO	1	2-3
PARAMETROS	$\bar{x}$(min-max)	$\bar{x}$(min-max)
Conductividad uS/cm	983(400-1980)	1121(365-2000)
Materia Total en Suspensión(mg/l)	168(17-2682)	197(7-4677)
Transparencia (cm)	29(3-60)	22,2(3-62)
Sodio (mg/l)	105,9(18,7-255)	122,9 (14,8-322)
Potasio (mg/l)	39,5(3,6-146,5)	43,8(3,6-186)
Cálcio (mg/l)	136,6(13-220)	163,7(56,2-274)
Magnesio (mg/l)	37 (1,1-71,1)	40,3(8,3-72,7)
Cloruro (mg/l)	102,3(45-187,9)	117,5(36-266)
Sulfato (mg/l)	113,7(12,3-257)	146(38,2-540)
Alcalinidad (mEq/l)	3,7(2,7-4,6)	5,9(2,3-5,1)
pH	8(7,4-8,3)	7,9(7,5-8,5)
Nitrato(ug-at N/l)	24,9(4,1-94,1)	20,8(0,1-91,6)
Nitrito(ug-at N/l)	3,6(1-9,1)	7,7(0,5-25,8)
Amonio (ug-at N/l)	1,2(0,3-3,4)	3,6(0,1-28,5)
Ortofosfato (ug-at P/l)	6(0,1-26,7)	10,3(1,6-34,9)
Oxígeno disuelto (mg/l)	9,1(6,8-12,2)	7,6(1,6-12,8)
D.B.O_5 (mg de O_2 / l)	4,8(1-15,7)	12,6(3,7-39,4)
Oxidabilidad al MoO_4K_2 (mg O_2/l)	10,5(2,5-36,5)	21(5-69)
Fenoles(ug/l)	4,4(1,6-14)	5,5(0,8-14,6)
Detergentes anionicos(ug/l)	124,2(4,3-467)	269(30,7-1402)
Grasas (mg/l)	3,9(0-18,4)	5,1(0-38)
Clorofila "a"(ug/l)	27,6(5,6-73,6)	41,6(6-162)

agua de buena calidad, mientras que el 5 es justo el límite de la calidad biótica indicativa de polución. Queda claro, por tanto, el cambio a menor de la calidad del agua tal como se deduce de la variación de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y que dicha comunidad aún no se ha recuperado en Almodovar del impacto que recibe como consecuencia de los vertidos del Término Municipal de Córdoba.

De otra parte, también hemos obtenido el índice Biológico Global (IBG) (AFNOR, 1985), cuyos resultados han sido de 10 (grupo indicador Leptophlebidae) para la estación 1; de 4 (grupo indicador Hydropsychidae) para la estación 2 y de 5 (grupo indicador Hydropsychidae) para la tercera estación. Estos valores se destacan como inferiores a los encontrados tras la aplicación del índice de Verneaux y Tuffery, ya que es conocido que el IBG varía entre 1 y 20. A nuestro juicio, los valores obtenidos tras la aplicación de este último índice se ajustan mejor a las condiciones reales de calidad del agua de la zona prospectada, tal como se deduce de la tabla II que recoge los valores medios, máximos y mínimos de 22 parámetros, según los datos de LOPEZ et al., (1986), correspondientes a 24 campañas de muestreo que con cadencia bimensual se han recogido durante 1985.

En definitiva, en el tramo de 50 Km de longitud del curso medio del Guadalquivir que se ha investigado, la sustitución de unas

especies por otras no parece ser debida a una continuidad, según el concepto de VANNOTTE et al., (1980), sino a una alteración inducida del medio que permite diferenciar áreas distintas, en cuanto a la calidad del agua y distribución longitudinal de las especies, tal como ha referido tambien en el río Llobregat PRAT et al., (1984).

BIBLIOGRAFIA

AFNOR, (ed). 1985. Essais des eaux. Determination de l'indice biologique global (IBG). Normalisation française. T90-350.

DE PAUW,N. and VANHOOREN,G. 1983. Method for biological quality assassment of watercourses in Belgium. Hidrobiologia, 100:153-168.

FERRERAS,M. 1984. The Odonate communities associated with distinc aquatic environments of the Sierra Morena (Andalucia). Spain. Notul.Odonatol, 2(4):57-61.

FERRERAS,M. y GARCIA,A.M. 1985. Heterópteros acuáticos de la cuenca del embalse del río Bembezar (Sª de Hornachuelos, Córdoba). Oxyura, 2(1): 111-117.

GARCIA,A.M. 1985. Estudio de la comunidad de insectos acuáticos del río Yeguas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Córdoba. 231.pp.

LOPEZ,A., BELLIDO,E., MUÑOZ,T., VILLALBA,I., ANCHIA,E., LOPEZ,P., OJEDA, M.A., SAAVEDRA,M., PORRAS,A., ROMERA,E., BENITEZ,C., HINOJOSA,M., SOLER, F., GALLEGO,A. 1986. Estudios Ecológicos del Río Guadalquivir en Córdoba. Evaluación de la contaminación y alternativas de saneamiento. Memoria del proyecto de investigación realizado para el Excmo. Ayuntamiento de Córdoba, Excma. Diputación Provincial y Consejería de Gobernación de la Junta de Andalucía. 1023 pp.

MONTES,C. y RAMIREZ-DIAZ,L. 1981. Indicadores Ecológicos de algunos ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW;España): Odonatos heterópteros y coleopteros acuáticos. Actas del primer congreso Español de Limnología, 43-49.

PRAT,N., PUIG,M.A., GONZALEZ,G., MILLET,X. 1984. Chironomid longitudinal distribution and macroinvertebrate Diversity along the Llobregat River (NE Spain). Men.Amer.Ent.Soc, 34:267-278.

SAS.INST.INC. 1982. Sas user's guide: statistics. Ed.A.A.Ray. North Carolina: 585 pp.

VANNOTTE,R.L., MINSHALL,K.W., CUMMINS,J.R., SEDELL and CUSHING,C.E. 1980. The river continuum concept. Can.J.Fish.Aquat.Sci, 37:130-137.

VERNEAUX,J. et TUFFERY,G. 1967. Une méthode zoologique practique de determination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. Annals.Scient.Univ.Besancon.Zoologie, 3:79-90.

WOODIWISS,F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the River. Trent.Board.Chem.Indust, 14:443-447.

CLASIFICACION DE LOS RIOS DE MALAGA SEGUN LAS COMUNIDADES DEL MACROBENTOS

Marta González del Tánago y Diego García de Jalón

E.T.S. de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. 28040-MADRID.

Palabras clave: Ríos, Málaga, clasificación, macrobentos.

SUMMARY

CLASSIFICATION OF MALAGA STREAMS BASED ON THEIR MACROBENTHIC COMMUNITIES.

Key words: Streams, Málaga, classification, benthos.

The running-water sites of the main rivers of Málaga (Guadalhorce and Guadiaro Basins) are classified in base to their macrobennnnthic communities.

The selected classification method has been the TWINSPAN (Two Ways Indicator Species Analysis), which uses a divisive, dicotomic and polythe- tic technic, the best adapted to our pourposes.

Six groups of running-water sites have been identified: Small temporary streams, Higher mountain colder streams (Rhithron), Potamon reaches with well structurated communities, Potamon reaches with degradat community structure, Markedly temporary streams with pioneer communities and polluted reaches.

The biotic characteristics of the groups, according to the "indicator" and "preferential" species, are given, together with a key to classify further samples based on diagnostic species of each division in the classification.

A set of abiotic characteristics are compared into each group and the importance of the seasonality of flows is also discussed.

INTRODUCCION

Son numerosos los métodos utilizados en la clasificación de los ríos, atendiendo a las características físico-químicas de sus aguas y a las comunidades de organismos que albergan (Pennak, 1971; Verneaux, 1976; Persoone, 1978; Cushing et al., 1980; Wright et al.,1984).

Uno de ellos, el TWINSPAN, presenta especial interés, al clasificar muestras y especies simultáneamente, indicando la relación entre ellas según especies indicadoras y preferentes de cada grupo o nivel de división. Así mismo, suministra una clave para clasificar nuevas muestras identificando una o varias especies "preferenciales" que son particularmente representativas de cada división en el proceso clasificatorio.

El TWINSPAN es un método divisivo y politético, que ha sido

utilizado para clasificar los ríos de Inglaterra (Wright et al., 1984), habiendo sido considerado como la mejor técnica de clasificación para matrices complejas de datos, tras una comparación entre diferentes técnicas multivariantes (Gauch et al., 1977).

En nuestro caso hemos utilizado el TWINSPAN para clasificar los ríos de la provincia de Málaga según las comunidades de macroinvertebrados que albergan. En estos ríos es un factor preponderante la irregularidad de los caudales, con una época torrencial de fuertes crecidas que suponen una gran inestabilidad del lecho de los ríos, y un fuerte estiaje que disminuye el periodo hábil para el desarrollo acuático de las larvas.

METODOLOGIA

Los datos utilizados en el presente trabajo proceden de un estudio más general de los ríos de Málaga (González del Tánago & García de Jalón, 1986), en el que se analizaron las comunidades de macroinvertebrados de los principales ríos de las cuencas del Guadalhorce y Guadiaro.

Las principales características de las 22 localidades donde se desarrollaron los muestreos de macroinvertebrados, en facies lótica, en las cuatro estaciones del año 1985 , han sido expuestas en otro lugar (García de Jalón & González del Tánago, 1986).

Para el tratamiento matemático de los datos se han utilizado los correspondientes a las abundancias de las especies de macroinvertebrados recolectadas en cada una de las estaciones de muestreo consideradas y en cada época del año.

Se ha efectuado un análisis de especies indicadoras de doble vía (Hill, 1973) para el cual, debido a la complejidad del propio análisis y al gran número de datos, ha sido necesario disponer de un ordenador, que en nuestro caso ha sido el del Centro de Cálculo del INIA (Madrid). El programa de ordenador utilizado ha sido el TWINSPAN (Two Ways Indicator Species Analysis), escrito por Hill (1979), el cual ha sido implementado por la Dra. Rosa Calvo (INIA).

El TWINSPAN es un método de clasificación de tipo divisivo, dicotómico y politético, cuya estructura sigue el comportamiento siguiente: Clasifica las muestras jerárquicamente, de manera que divide el conjunto de muestras en dos grupos, cada uno de estos grupos en otros dos, estos últimos en otros dos, y así sucesivamente hasta obtener grupos con un número de muestras prefijado. En cada división ordena las muestras dentro de cada grupo establecido. En base a los grupos de muestras establecidos, construye atributos para las especies que definen los grupos. Clasifica las especies de manera similar a las muestras. También ordena las especies de cada grupo, en cada división. El resultado es una tabla doble, en la que quedan ordenadas las especies y las muestras, simultáneamente.

Para clasificar los ríos de la provincia de Málaga se ha utilizado una matriz de datos relativa a las abundancias de 110 taxones de macroinvertebrados, en 65 muestras (22 estaciones de muestreo analizadas en invierno, primavera, verano y otoño, eliminando los casos de crecidas o de sequía en el cauce).

Las abundancias de los taxones se han considerado según las siguientes clases:

Clase	Número de individuos
1	1
2	2 - 4
3	5 - 10
4	11 - 40
5	41 - 100
6	101 - 200
7	201 - 400
8	Más de 400

RESULTADOS

En la Fig. 1 se ha representado en forma de dendrograma dicotómico la clasificación de muestras obtenida. El proceso divisivo del TWINSPAN continúa, si bien en el presente estudio hemos considerado suficiente detenernos en la sexta división para explicar la variedad ecológica de los ríos de la provincia de Málaga, caracterizando los grupos o clases como sigue:

Grupo I: Pequeños arroyos temporales.-

Es el caso del río Almargen (Vt-1), de muy pequeño tamaño y reducido caudal por el que solo discurre agua en invierno y primavera. Los taxones indicadores son *Baetis rhodani* y Limoniidae, en ausencia de *Baetis muticus*. Como taxones preferentes en estos hábitats podemos citar a *Tyrrhenoleuctra minuta*, *Nepa cinerea*, Dytiscidae, *Polycentropus* gr. *kingi*, *Mesophylax aspersus*, *Dixa* sp. y Tanypodinae.

Grupo II: Partes altas de ríos de montaña de aguas frías (Rhithron).-

Este grupo incluye a las estaciones de cabecera de los ríos Guadalhorce y Genal durante todo el año. Son taxones indicadores del mismo *Perla marginata*, *Baetis muticus*. *Baetis rhodani* y Limoniidae. A su vez, las comunidades del río Genal se diferencian de las del Guadalhorce por la presencia de *Epeorus torrentium* en el primero, especie ausente en el Guadalhorce. Como especies preferentes en ambos ríos se incluyen *Eiseniella tetraedra*, *Ancylus fluviatilis*, *Baetis* gr. *alpinus*, *Baetis pavidus*, *Oligoneuriella rhenana*, *Ecdyonurus* sp., *Ephemerella ignita*, *Serratella albai*, *Caenis rhenicola*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Habrophlebia fusca*, *Dinocras cephalotes*, *Nemoura* sp., *Onychogomphus* spp., Elmidae, *Rhyacophila munda*, *Agapetus* sp., *Hydropsyche punica*, *Hydropsyche siltalai*, Sericostomatidae, Psychodidae y *Tipula* sp.

Grupo III: Tramos de Potamon con comunidades bien estructuradas.-

En este grupo se incluyen las estaciones de Potamon, en las épocas en que sus comunidades bénticas están bien estructuradas. Se refiere a las cabeceras de los ríos Grande (Gr-1) y Turón (Tu-1) y tramos bajos del Genal (Gn-2) y Guadiaro (Go-2 y Go-3), en primavera, verano y otoño. También se incluyen en este grupo las estaciones recuperadas después de recibir algún impacto, como sucede en el río Guadiaro, Go-1 en otoño y Go-4 en verano y otoño, y Guadalhorce, Gh-5 en otoño. Las especies indicadoras de estas comunidades son *Baetis pavidus*, *Baetis fuscatus*, *Hydropsyche exocellata*, *Caenis rhenicola*, *Ecdyonurus* sp. y *Euleuctra geniculata*. Como especies preferentes se consideran *Dugesia* sp., *Ancylus fluviatilis*, *Oligoneuriella*

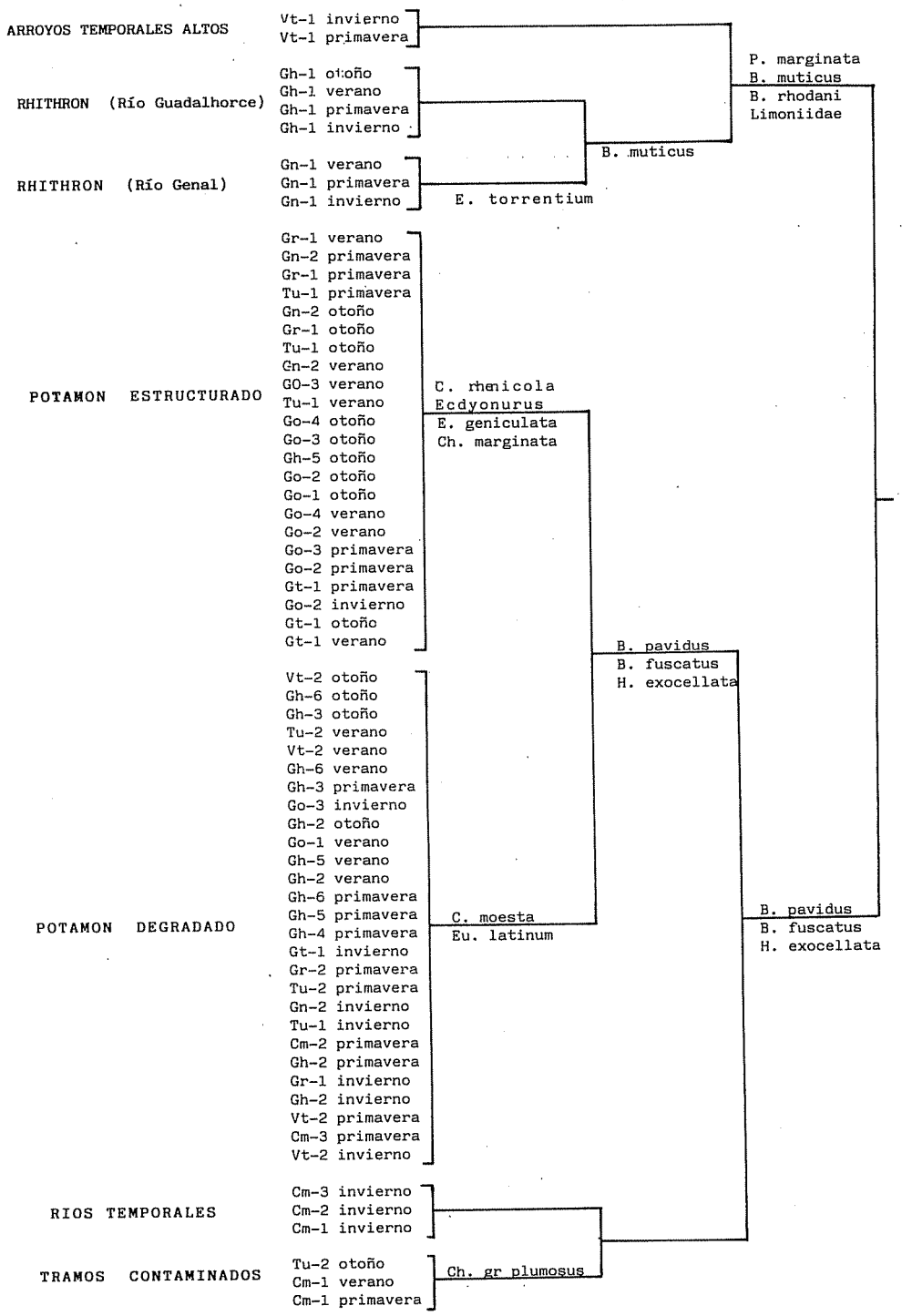


Figura Nº 1.- Clasificación de los muestreos lóticos de Malaga obtenida por medio del programa TWINSPAN, señalandose las especies mas indicadoras de cada división.
Classification of the lotic macrobenthic samples from Malaga by TWINSPAN program, showing the indicator species of each division.

rhenana, Serratella albai, Onychogomphus spp., Baetis rhodani, Elmidae, Rhyacophila munda, Hydropsyche sp.n. e Hydropsyche punica.

Grupo IV: Tramos de Potamon con comunidades algo degradadas.-

Corresponde a las comunidades de invierno de las estaciones del grupo antrior (Gr-1, Tu-1, Gt-1, Go-2, Go-3 y Gn-2), que están simplificadas de forma natural en esta época del año por efecto de las crecidas invernales de los ríos, y a aquellas comunidades bénticas que están sometidas a alguna otra perturbación leve, bien de origen natural: crecidas primaverales en Gh-2, sequía en Cm-2 y Cm-3 en primavera, salinidad en Gh-5 en primavera y verano; o bien de origen antrópico como contaminación en Tu-2 durante la primavera y el verano, en Gh-6 en primavera, verano y otoño, en Vt-2 durante todo el año y en Go-1 en verano; o regulación de caudales en Gh-3 en primavera y otoño y en Gh-4 en primavera.

Son especies indicadoras de estas comunidades las siguientes: Baetis pavidus, Baetis fuscatus, Hydropsyche exocellata, Caenis moesta y Eusimulium latinum. Como especies preferentes se consideran Wilhelmyia sergentii, Odagmia sp., Tanipodinae, Chironomini y Wilhelmia pseudoequinum.

Grupo V: Arroyos temporales con comunidades pioneras.-

Corresponde a las comunidades pioneras de estructura sencilla que aparecen en invierno colonizando los cauces de los ríos temporales, después del estiaje. Es el ccaso del Campanillas a lo largo de todo su recorrido durante el invierno. La diferencia con los del Grupo I es su mayor tamaño y caudal, en la época en que circulan las aguas.

Las características indicadoras de este grupo son la presencia de Baetis pavidus y la ausencia de Chironomini. Son especies preferentes en el mismo Tyrrhenoleuctra minuta, Mesophylax aspersus, Odagmia sp., Orthcladinae, Simulium variegatum y Eusimulium latinum.

Grupo VI: Tramos contaminados con comunidades muy degradadas.-

En este grupo se incluyen la cabecera del río Campanillas (Cm-1) en primavera y verano y el río Turón en Ardales (Tu-2) en otoño. La especie indicadora es Chironomus gr. plumosus y como preferentes se definen Cloeon dipterum, Coryxidae, Dytiscidae, Culicidae, Tabanus sp. y Wilhelmyia pseudoequinum.

En la Tabla 1 se presentan los valores medios y desviaciones típicas de algunos parámetros mesológicos y bióticos de las estaciones estudiadas, según épocas de muestreo, atendiendo a las clases obtenidas con el programa TWINSPAN. Relativamente a los intervalos que presenta cada uno de los arámetros analizados en la Tabla 1, se pueden hacer las siguientes consideraciones:

Las cabeceras de los arroyos temporales se caracterizan por tener aguas frías y muy mineralizadas, albergando unas comunidades macrobénticas pobres en número de especies, con poblaciones pequeñas que determinan una estructura relativamente diversa, y una calidad de las aguas aceptable.

La zona de Rhithron se refiere a aguas frías (temperaturas de verano inferiores a 20ªC) y poco mineralizadas, donde viven unas comunidades ricas en número de especies y relativamente diversas, con abundancias medias, que producen unos valores maximos de los indices de calidad biologica.

Tabla nº1. Valores medios y desviaciones típicas de la conductividad, temperatura del agua, nº de especies, nº de individuos, diversidad, e indice de Tuffery y Verneaux de las comunidades bénticas correspondientes a cada una de las clases establecidas.
Mean values and standar deviation of conductivity, temperature, diversity, No. individuals, sp. richness, and Tuffery & Verneaux index for six classes of lotic communities stablished.

		Cabecera temporal	Rhithron	Potamon estruct.	Potamon degrad.	Pionero temporal	Contaminado
Nº de muestreos		2	7	23	27	3	3
Conductividad umhos/cm.	x	2075	374	604	1230	883	807
	σ	460	26	541	761	85	269
Temperatura ºC	x	10	13,1	18,7	17,5	13,3	20,2
	σ	0	2,9	4,0	4,9	4,0	3,3
Nº de especies	x	8,0	17,7	14,0	10,4	5,0	4,7
	σ	1,4	6,0	4,2	3,1	1,0	3,2
Nº de individuos	x	44	118	284	193	33	150
	σ	1	111	257	166	5	34
Diversidad bits	x	2,3	2,9	2,7	2,1	1,5	1,3
	σ	0,3	0,8	0,5	0,8	0,3	1,1
Indice de Tuffery & Vern.	x	7,0	9,1	7,8	5,5	4,3	2,7
	σ	1,4	1,1	1,5	1,2	1,5	1,5

En las zonas de Potamon estructurado existen aguas templado-cálidas de mineralización muy diversa , con unas comunidades de riqueza faunística media, inferior a las del Rhithron, una estructura diversa y poblaciones, en ocasiones, relativamente grandes. La calidad biológica de las aguas es todavía relativamente alta.

Las zonas de Potamon degradado se caracterizan por tener aguas templado-cálidas y muy mineralizadas, con unas comunidades macrobénticas de una riqueza faunística y diversidad bajas, inferiores a las del caso anterior, y unos tamaños de las poblaciones de especies variables, resultando unos valores de todos los índices biológicos correspondientes a niveles intermedios (Indice de Tuffery y Verneaux de clase 5).

Los ríos temporales con comunidades pioneras contienen aguas relativamente frías y bastante mineralizadas, donde se desarrollan unas comunidades sencillas, pobres en número de especies y poco diversas, lo cual se refleja en una calidad biológica de las aguas relativamente baja.

Los tramos contaminados se refieren a los tramos de aguas más

cálidas en la zona de estudio y bastante mineralizadas, donde se encuentran comunidades bénticas muy pobres, con poblaciones de tamaño variable y baja diversidad. En ellos los índices de calidad biológica de las aguas toman los valores más bajos de la Tabla.

El programa TWINSPAN proporciona, así mismo, una clave para clasificar nuevos muestreos que puedan ser realizados en el futuro en los ríos de Málaga. A continuación se indica dicha clave, en la que aparecen las especies indicadoras de ccada grupo, con su signo respectivo. Para obtener la puntuación en cada nivel deben adicionarse las puntuaciones debidas a la presencia en la muestra de estas especies indicadoras, con su signo respectivo, obteniéndose el valor 0 cuando no existe ninguna de ellas en la comunidad que se pretende clasificar.

Clave de las comunidades macrobenticas de Malaga

1-Baetis fuscatus (-1)
Baetis muticus (+1)
Baetis pavidus (-1)
Baetis rhodani (+1)

Perla marginata (+1)
Hydropsyche exocellata (-1)
Limoniidae (+1)

Puntuación: >0 3
<0 2

2- Baetis fuscatus (+1)
Baetis pavidus (+1)

Hydropsyche exocellata (+1)

Puntuación: >0 5
=0 6

3- Baetis muticus (-1)
Puntuación: =-1 ..... 6 (Grupo II)
=0 .. Cabeceras de arroyos temporales (Grupo I)

4- Chironomus gr. plumosus (-1)
Puntuación: =-1 ..... Tramos contaminados (Grupo VI)
=0 ..... Rios temporales (Grupo V)

5- Ecdyonurus sp. (+1)
Caenis moesta (-1)
Caenis rhenicola (+1)

Euleuctra geniculata (+1)
Chimarra marginata (+1)
Eusimulium latinum (-1)

Puntuación: <0 ..... Potamon degradado (Grupo V)
>0 ..... Potamon estructurado (Grupo IV)

6- Epeorus torrentium (-1)
Puntuación: =-1 ..... Rhithron (Cabecera del Genal)
=0 ..... Rhithron (Cabecera del Guadalhorce)

DISCUSION

Según la clasificación obtenida, se observa la importancia que tiene en las comunidades bénticas de los ríos de Málaga la irregularidad de los caudales, aparte de la de otros factores químicos como la salinidad o la contaminación de las aguas.

En un primer término se pueden diferenciar los cursos de agua temporales de los cauces de carácter permanente, con comunidades pioneras los primeros, constituídas por especies de ciclos biológicos con una fase acuática corta, características de estos hábitats (Tyrrhenoleuctra minuta, Mesophylax aspersus).

Dentro de los tramos permanentes, y siguiendo la zonación de Illies y Botosaneanu (1963), se distingue la zona de Rhithron, restringida a las cabeceras de los ríos Guadalhorce y Genal, con una variación estacional pequeña, donde existe una mayor similitud entre las comunidades del mismo río a lo largo del año que entre las de cada río en la misma época. Y la zona de Potamon, con una fuerte variación estacional que determina agrupaciones distintas de los tramos según la época del año considerada.

El régimen de caudales influye en numerosos factores determinantes del tipo de comunidades acuáticas (Hynes, 1970) y aparece como un elemento de clasificación de los ríos en ciertas regiones (Savage & Rabe, 1979).

En regiones húmedas, el caudal de los ríos sirve para diferenciar tramos dentro de un mismo río, pero existen otras variables más útiles para diferenciar los ríos entre sí (Furse et al., 1984).

En los ríos de Málaga no existe una continuidad del caudal dentro de un mismo río y a su vez éstos presentan regímenes muy diferentes entre sí. Por tanto, este factor de caudales podría ser utilizado para clasificar no solo los distintos tramos dentro de un mismo río sino también los ríos entre sí.

Sería de gran interés poder contrastar el resultado de esta clasificación, basada en los caudales, con la obtenida en este estudio basada en las comunidades bénticas, tratando de buscar teorías que expliquen el funcionamiento de los ecosistemas fluviales mediterráneos.

BIBLIOGRAFIA

CUSHING, C.E., C.D. McINTIRE, J.R. SEDELL, K.W. CUMMINS, G.W. MINSHALL, R.C. PETERSEN & R.L. VANNOTE. 1980. Comparative study of physical-chemical variables of streams using multivariate analyses. Arch. Hydrobiol. 89(3), 343-352.

FURSE, M.T., D. MOSS, J.F. WRIGHT & P.D. ARMITAGE. 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running water sites in Great Britain and on the prediction of t4dcr macroinvertebrate communities. Freshwat. Biol. 14, 257-280.

GARCIA DE JALON, D. & M. GONZALEZ DEL TANAGO. 1986. Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera de los principales ríos de Málaga. II Simp. El Agua en Andalucía. A.Pulido (ed.), 331-346.

GAUCH, H.G., R.H. WHITTAKER & T.R. WENTWORTH. 1977. A comparative study of reciprocal averaging and other ordination techniques. Journal of Ecology 65, 157-174.

GONZALEZ DEL TANAGO, M. & D. GARCIA DE JALON. 1986. Estudio sobre la calidad biológica y grado de contaminación de las aguas en las cuencas de los ríos Guadalhorce y Guadiaro. ICONA, Proyecto LUCDEME. Málaga. 157pp.

HILL, M.O. 1973. Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. J.Ecol. 61, 237-249.

HILL, M.O. 1979. TWINSPAN. A FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an ordered Two-Way Table by classification of the individuals and atributes. Ecology and Systematics, Cornell Univ., Ithaca.

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

PENNAK, R.W. 1971. Toward a classification of lotic habitats. Hydrobiologia 38, 321-334.

PERSOONE, G. 1978. Proposal for a biotypological classification of watercourses in the European Communities. Int. Symp. Biol. Ind. Water Quality. Newcastle-upon-Tyne, 7, 1-28.

VERNEAUX, J. 1976. Biotypologie de l'écosysteme "eau courante". La structure biotypologique. C.R.Acad.Sc.Paris, t.283, Serie D, 1663-1666.

WRIGHT, J.F., D. MOSS, P.D. ARMITAGE & T. FURSE. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwate Biology 14, 221-256.

DISTRIBUCION DE ABUNDANCIAS DE LOS VERTEBRADOS ACUATICOS DE LA RED HIDROGRAFICA DE VIZCAYA

LUIS DOCAMPO, ANA RALLO

Universidad del País Vasco. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología (Zoologia). Apdo 644. Lejona. VIZCAYA

Palabras clave: peces, anfibios, reptiles, distribución, abundancia, correlación. Cobitis calderoni, Liza ramada.

SUMMARY

ABUNDANCE DISTRIBUTION OF THE AQUATIC VERTEBRATES OF THE HYDROGRAPHIC NETWORK OF VIZCAYA

Key words: fishes, amphibians, reptiles, distribution, abundance, correlation. Cobitis calderoni, Liza ramada.

Samples were taken in the 21 hidrographic basins of Vizcaya during Spring and Autumn 1985. This work is a study of the distribution of the fishes, amphibians and reptiles regarding their relative abundance. Species are classified according to their tolerance rate and to the pollution of the rivers.

On the other hand, the species Cobitis calderoni (Bacescu) 1961 and Liza ramada (Risso) 1826 were recorded for the first time in Vizcaya.

INTRODUCCION

El presente trabajo se encuentra encuadrado en el proyecto caracterización biológica de la red hidrográfica de Vizcaya que, está siendo realizado por los laboratorios de ecología y zoología de la Universidad del País Vasco y patrocinado por la Excma. DIPUTACION FORAL DE VIZCAYA.

Hasta la fecha existen pocos trabajos realizados sobre distribución biogegráfica de los peces, anfibios y reptiles en los ríos de la Comunidad Autonoma Vasca. A este respecto destacan (BEA & ALVAREZ, 1985; SALAZAR, 1983). En esta comunicación presentamos la distribución geográfica y los censos realizados sobre las taxocenosis de peces, anfibios y reptiles, en dos campañas de muestreo, primavera y otoño de 1985. Se realiza una clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y a los habitats que ocupan, destacando las que son más eurioicas y las que se encuentran en estado de regresión, debido a que muchos de sus habitats han sido destruidos por la polución de las aguas.

MATERIAL Y METODOS

Para el trabajo se estudiaron en primavera 61 estaciones y 29 ríos ubicados en 18 cuencas fluviales y en otoño 81 estaciones, 32 ríos distribuidos en 15 cuencas. La captura de peces, anfibios y reptiles se realizo con un aparato de pesca electrica de 2.000 watios, con el cual se trabajaba a una tensión de 220-280 voltios y a una intensidad de 0.5 a 3

amperios. Como ayuda accesoria se utilizaron trasmallos, colocados aguas abajo de la estación, de acuerdo a los metodos empleados por otros autores (GARCIA DE JALON & GONZALEZ DEL TANAGO, 1982). Se hacia un recorrido de 20 m a 100 m en cada estación, dependiendo de la situación del medio y se realizaban de dos a tres pasadas. El área de estudio comprende toda la provincia de Vizcaya en la que se ha estudiado las siguientes cuencas: Ason, Mercadillo, Cadagua, Galindo, Nervión-Ibaizabal, Asua, Gobelas, Udondo, Butrón, Andrakas, Estepona, Artigas, Sollube, Oka, Laga, Ea, Lea y Artibai (fig.1).

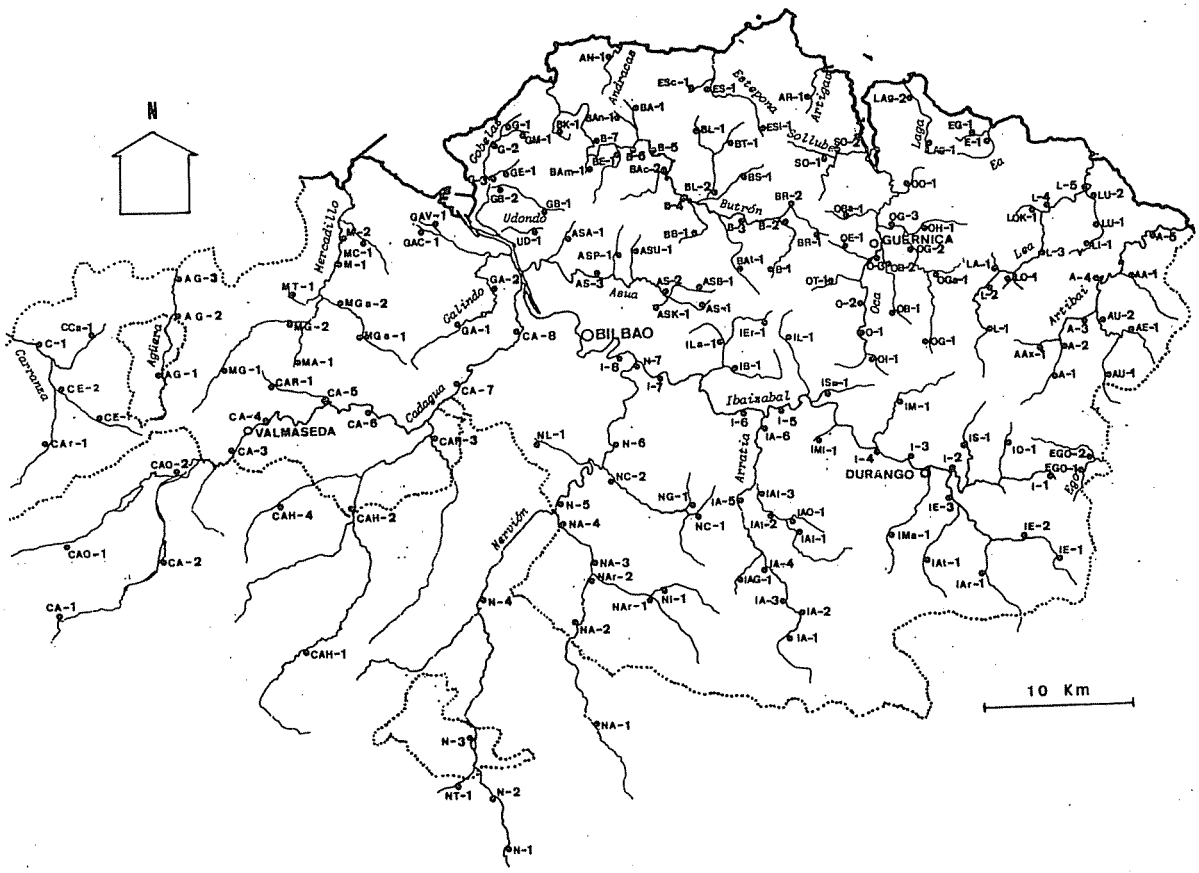


fig.1. Mapa de la red hidrográfica de Vizcaya con las estaciones estudiadas.
Hydrographic map of Vizcaya with the sampling points studied

RESULTADOS Y DISCUSION

campaña de primavera

1.Fauna piscicola

Durante la campaña de primavera se muestrearon 61 estaciones con datos cuantitativos sobre peces, anfibios y reptiles. En la tabla de abundancias relativas (tabla 1P) se puede observar que el piscardo (Phoxinus phoxinus) es la especie más ampliamente distribuida. La ausencia se da en los ríos sometidos a fuerte contaminación, entre los que destacan el Asua (no se detecto en sus tres principales estaciones:AS-1, AS-2 y AS-3) con más del 50% de su recorrido en kilometros polucionado (Ib< 5) y el Gobelas cuya cuenca presenta un 61% de kilometros de su red totalmente degradado.

La Salmo trutta fario falta solamente en las cuencas de los ríos Gobelas, Asua, Udondo y Andrakas. En las dos primeras debido a la polución química y a la falta de repoblaciones y en las dos últimas se da su ausencia natural por la baja capacidad biogénica de los cursos (poca anchura y profundidad, bajo caudal etc...). Ocupa las zonas de cabecera y tramos medios y, ocasionalmente las aguas contaminadas, así se dio el caso de haber capturado un individuo inmaduro en la ría, dentro de Guernica (estación O-4). Las zonas de cabeceras están ocupadas por los individuos jovenes, donde las densidades son altas, mientras que las zonas medias las ocupan los ejemplares reproductores de un tamaño superior a 20 cm. de longitud total. Normalmente forma comunidades con foxino, locha de roca, anguila, loina y barbo. De las 37 estaciones en las que ha aparecido durante esta campaña solamente en una ha sido encontrada aisladamente, constituyendo una población numerosa, en el río Cadagua (CA-1).

La Anguilla anguilla al igual que el piscardo se distribuye a lo largo de todo el eje horizontal de los cursos, siendo mucho más abundante en las zonas bajas, zonas de intersección con rías, donde habitan los individuos jovenes (M-2, M-3, E-1 etc...), mientras que en las zonas medias y altas los muestreos arrojaron valores altos de biomasa y bajos de densidad. No se ha localizado en las cuencas de los ríos Calera, Galindo, Nervión, Asua e Ibaizabal. En Galindo y en Nervión se sabe de su existencia por capturas posteriores, en cambio en las dos últimas cuencas su ausencia es permanente y podria ser debida a la barrera impuesta por la contaminación casi desde la cabecera hasta la desembocadura, la cual impide o desvia la penetración de la especie hacia otras áreas.

Chondrostoma toxostoma es una especie que tiende a ocupar las aguas profundas, lenticas y mesotroficas, soportando incluso la eutrofía y la contaminación orgánica (río Bolue. Cuenca del Gobelas). Su abundancia disminuye al ascender hacia las áreas de temperaturas más bajas, hacia el Crenon y hacia las zonas de transición, hacia las aguas mesohalinas, donde suelen hallarse alevines. No soportan los impactos químicos de vertidos industriales y los cambios de temperatura.

Noemacheilus barbatulus habita las estaciones de cabecera, con aguas corrientes y limpias, pudiendo soportar los vertidos orgánicos de granjas y caserios (IAI-1). Falta de forma natural en las cuencas de Carranza, Aguera, Mercadillo, Galindo, Udondo, Andrakas y Ea.

Barbus bocagei. En esta campaña solamente ha sido localizado en 8 estaciones. Se trata de una especie sometida a una fuerte regresión debida a la contaminación que destroza sus nichos ecológicos. Especie que acompaña en su distribución a la loina pero que tiene un rango de

tolerancia más reducido que el de ésta.

Platichthys flesus tiene limitada su distribución espacial por la concentración salina de las aguas, ascendiendo varios kilometros desde la desembocadura. En el río Mayor traspasa el municipio de Somorrostro y en el Oka llega hasta Guernica.

Chelon labrosus y Liza ramada acompañan en su distribución a la platija y toleran muchisismo mejor la contaminación orgánica e industrial, lo cual explica su caracter trófico como peces detritivoros. Liza ramada ha sido encontrada por primera vez en la costa del País Vasco, en la estacion A-5 del río Artibai.

Gasterosteus aculeatus, habita solamente en dos cuencas contiguas, Gobelas y Galindo. Posteriormente en la campaña de otoño fue encontrado también en Udondo. Sitios donde pudieron permanecer poblaciones aisladas a raiz de la contaminación industrial, ya que la variedad encontrada es G.a.leiurus, típica de las aguas continentales. Especie típicamente limnofila que habita normalmente en medios eutroficos.

Carassius auratus y Cyprinus carpio son sin lugar a dudas las especies más resistentes a la polución de las aguas, llegando a habitar en aguas anóxicas (I-2, I-4). Su presencia en Vizcaya es puntual y responde a introducciones. El carpín dorado ha sido encontrado durante la primavera en tres cuencas, Gobelas, Galindo y Nervión y en otoño ha apareceido en estas dos últimas y ademas en Ibaizabal y en Butrón.

2.Herpetofauna

De las 25 especies que integran la herpetofauna autoctona de Vizcaya, 9 de ellas (36%) han sido encontradas durante esta campaña. Tres especies de reptiles (Squamata) y 6 de anfibios. Todos los demas reptiles tienen costumbres predominantemente terrestres (Elaphe longissima es un ofidio presente en los ecosistemas acuáticos, sin embargo, aparece con gran frecuencia en las riberas y orillas de los cursos fluviales, aunque no se puede justificar si sus relaciones tróficas están ligadas al líquido elemento, por la falta de estudios en este campo). De las 10 especies de batracios vizcainos, que presentan un ciclo biológico estacional o permanentemente ligado al medio acuático, 4 de ellos no se establecen en los medios fluviales propiamente dichos: la Hyla arborea (ranita de San Antonio), Bufo calamita (sapo corredor), Triturus marmoratus (tritón jaspeado) y Triturus alpestris cyreni (tritón alpino), las cuales ocupan las aguas estancadas de las charcas, estanques, lagos y lagunas.

También nos encontramos con especies aloctonas cuya introducción es de caracter accidental. De esta forma existen dos citas de quelonios que pueden estar presentes en las aguas de nuestros ríos: Mauremys caspica (galapago leproso) y Emis orbicularis (galapago europeo). Se sabe de la presencia del primero en el río Gobelas y en el río Galindo, por información debida a los lugareños. Pseudemys scripta, otro galapago de la familia emididae, del cual se capturo un ejemplar joven en la estación de cabecera del río Galindo (GA-1).

El sapo común (Bufo bufo) es la especie que más ampliamente ocupa los medios fluviales durante su época de celo (tabla 1A), que tiene lugar a lo largo de este primer mes primaveral, en abril. Habita en aguas lenticas y someras, y normalmente donde crecen las macrofítas acuáticas, en ellas llevan a cabo el amplexus y la ovoposición. Despues de completar las relaciones de reproducción a lo largo de este período que dura aproximadamente un mes en nuestra latitud, abandonan el agua para quedarse en las riberas e introducirse tierra adentro. Su alta frecuencia de

aparición en los ecosistemas fluviales se debe a que esta especie precisa de aguas limpias, corrientes y oxígenadas para el desarrollo metamórfico de sus larvas. Por el contrario, las demas especies de batracios se distribuyen con mayor abundancia en las aguas epicontinentales estaticas.

Rana perezi es la especie más permanentemente ubicada en las aguas de los ríos, localizandose en las facies lenticas, tolerando la fuerte eutrofización y la contaminación de caracter orgánico e industrial. Su distribución en las cuencas naturales depende de la altitud. Se extiende por las zonas donde el curso del río se hace más ancho y estable. Existen también otros factores ecológicos que intervienen en la ubicación de esta especie, como es la cohabitación con otros ranidos, tal es el caso de Rana temporaria que tiende a ocupar las zonas altas, de aguas limpias y frias, ya que ambas especies tienen nichos similares, sobre todo durante el período reproductor y la competencia puede darse no solo entre los individuos adultos, sino sobre todo entre sus renacuajos, No obstante, la rana bermeja de costumbres terrestres (excepto en la época de celo y durante la hibernación) aparece menos extendida que la rana verde común, habiendose encontrado solamente en cuatro ríos, en dos de ellos se capturaron individuos adultos y en los otros dos se recogieron sus puestas. Especie cuyo habitat parece estar bastante ligado a la humedad en bosques caducifolios y mixtos, de hecho las 4 estaciones donde aparecieron presentaban una vegetación ribereña a base de hayas, robles, alisos y avellanos.

Alytes obstetricans (sapo partero) es una especie eurioica, habiendo sido encontrada tanto en estaciones de cabecera, de aguas de buena calidad (por ejemplo en AU-1 con indice biotico de 10), como en las de curso medio y bajo, sometidas a fuerte contaminación orgánica e industrial (por ejemplo en IE-3 con indice biotico surber de 2), donde faltaba todo tipo de pez. Su distribución vertical en las cuencas abarca pues desde el nivel del mar hasta las más altas cotas, ha sido encontrado a 2000 m. de altitud en sitios de alta montaña (ARNOLD & BURTON, 1978). El sitio más alto en el que lo hemos localizado nosotros ha sido en la estación N-1, en Delica a 800 m. de altitud.

Triturus helveticus (tritón palmeado) tiene una distribución vertical similar a la especie anteriormente citada. Preferentemente esta especie se situa en los ecosistemas leníticos, pero también en los fluviales dentro de la facies lentica, habiendo sido localizada en el 50% de las cuencas estudiadas. En nuetra provincia el ciclo biológico de esta especie está ligado al medio acuático durante un período de 8 meses, de octubre a principios de junio. En verano las altas temperaturas traen consigo el estiaje de los holocenos acuáticos someros, ocupados por los tritones, los cuales pasan al medio terrestre, manteniendo actividad nocturna (estivación), de ahí que durante la campaña de verano no se haya recogido ninguna cita de individuos adultos. Ha aparecido solamente en dos estaciones con agua de calidad mala: en IE-3 y en N-5, en ambas solo se encontro un individuo adulto y en el caso de la estación del río Elorrio éste aparecio en tierra, en una de las margenes del cauce. El resto de las estaciones donde ha sido encontrado se distribuyen de la siguiente forma:

- 36.36% con aguas de calidad buena. Ib (surber) = 9-10
- 27.27% " " " " aceptable. Ib (surber) = 7-8
- 18.18% " " " " critica. Ib (surber) = 4-5

En estas últimas es donde mayor número de individuos han aparecido.

Salamandra salamandra (salamandra maculosa). En nuestra red fluvial solamente ha sido encontrada en una estación, en el arroyo del Cuadro, tributario del río Galindo (estación GAC-1) a una altitud de 400 m.,

ESPECIE	C (%)	NFA	NC
Bufo bufo	30.88	16	10
Alytes obstetricans	19.11	11	6
Rana perezi	20.58	10	8
Rana temporaria	5.88	4	3
Triturus helveticus	16.17	11	9
Salamandra salamandra	1.47	1	1

TABLA 1A. Constancias de las especies de anfibios aparecidos durante la campaña de primavera. Período del 24.3.85 al 19.4.85. C: constancia de la distribución de la especie. C = número de estaciones en que ha aparecido la especie/número total de estaciones muestradas. NFA: número de cursos fluviales en los que se ha encontrado. NC: número de cuencas que ocupa la especie.
Abundances of the amphibian species found during the spring sampling (24th.3.85 - 19th.4.85). C: abundance of the species distribution (number of points in which the species was found/total number of points sampled). NFA: number of rivers in which the species was found. NC: number of basins inhabited by species.

ESPECIE	C (%)	NFA	NC
Bufo bufo	3.70	3	3
Alytes obstetricans	19.75	11	8
Rana perezi	55.55	25	14
Triturus helveticus	1.23	1	1
Salamandra salamandra	0	0	0
Triturus alpestris	1.23	1	1

TABLA 2A. Abundancias de las especies de anfibios durante la campaña de vertebrados en otoño.
Abundances of the amphibian species found in the vertebrates sampling made in autumn.

ESPECIE	C'(%)	NFP	NCP
Phoxinus phoxinus	68.85	29	18
Salmo trutta fario	60.65	21	14
Anguilla anguilla	57.37	19	13
Chondrostoma toxostoma	29.50	12	10
Noemacheilus barbatulus	18.00	10	5
Barbus bocagei	13.11	7	5
Platichthys flesus	8.19	4	4
Carassius auratus	4.91	3	3
Chelon labrosus	4.91	3	3
Liza ramada	1.63	1	1
Gasterosteus aculeatus	3.27	2	2
Cyprinus carpio	1.63	1	1

TABLA 1P. Constancias de las especies de peces encontradas en la campaña de muestreo de primavera. C', abundancia relativa de cada especie. NFP, número de cursos fluviales ocupados. NCP, número de cuencas ocupadas por cada especie.
Abundances of the fish species found during the samplig made in spring. C', relative abundance of each species. NFP, number of river occupied. NCP, number of river basins inhabited by each species.

ESPECIE	C'(%)	NFP	NCP
Phoxinus phoxinus	76.54	28	14
Salmo trutta fario	50.61	23	12
Anguilla anguilla	53.08	22	12
Chondrostoma toxostoma	35.80	18	10
Noemacheilus barbatulus	35.80	18	8
Barbus bocagei	19.75	9	5
Platichthys flesus	2.46	2	2
Carassius auratus	7.40	4	4
Chelon labrosus	4.93	3	3
Liza ramada	0.00	0	0
Gasterosteus aculeatus	3.70	3	3
Cyprinus carpio	2.46	1	1
Tinca tinca	1.23	1	1
Salmo gairdneri	1.23	1	1
Micropterus salmoides	1.23	1	1
Cobitis calderoni	1.23	1	1

TABLA 2P. Abundancias de las especies de peces durante la campaña de muestreo de otoño.
Abundances of the fish species during the autumn sampling.

ocupando aguas lenticas y muy limpias. Se trata de una zona donde la población de adultos es sedentaria, los cuales están enterrados durante el día en los musgos de las margenes del río. Su localización fue llevada a cabo mediante la identificación de las larvas en el agua y la posterior captura de ejemplares adultos. La vegetación ribereña de la estación es típicamente ripicola y caducifolia.

Campaña de otoño

Las abundancias de anfibios varian notablemente a lo largo del ciclo anual (tabla 2A). Rana perezi presenta una frecuencia de aparición mucho menor en la primavera que en verano y otoño, ello es debido a la migración de las poblaciones ubicadas en charcas temporales hacia los cursos fluviales, durante la época de estiaje. Durante la primavera se encuentran adultos de sapo partero, mientras que en la segunda campaña su presencia se da en forma larvaria. Todas las otras especies que en primavera ocupan el medio fluvial en verano-otoño tienen una distribución puntual y casual.

Cabe destacar la localización de Triturus alpestris cyreni en el arroyo Mendabide (tributario del Altube) en el macizo del Gorbea.

En esta segunda campaña el Piscardo ha sido encontrado en 14 cuencas, faltando en la del Udondo (tabla 2P). Río este que no habia sido mustreado en primavera. La constancia de la trucha común ha disminuido de primavera a otoño, debido a que en el segundo período de muestreo se escogieron un cierto número de estaciones nuevas, afectadas por la contaminación. No obstante ha aparecido en dos ríos más no identificados en la anterior campaña.

En las especies piscicolas epicontinentales autoctonas, la loina, la locha de roca y el barbo se han incrementado sus abundancias de primavera a otoño, en tanto que en las especies introducidas (carpa y carpín) y talasotocas (platija, muble y anguila) y en el espinoso se han mantenido constantes o fluctuando muy poco.

Se han determinado tres estaciones, la CA-4, la N-4 y la E-1, donde las poblaciones piscicolas estaban afectadas por enfermedades. En la primera estación estaban afectados los foxinos y las loinas, en la segunda los barbos, loinas y foxinos (las anguilas se encontraban sanas). Concretamente en esta última estación se contaron 32 individuos ya muertos de barbo y 1 de loina en las orillas. En E-1 la enfermedad solo la padecian las truchas, teniendo el 40% de la población manchas saguinolentas en todo el cuerpo. Estas mortandades en peces son los efectos debidos a vertidos realizados durante el verano, que precisamente es la época más critica para la calidad de las aguas, dada la poca capacidad de dilución de los ríos (caudales bajos). Los analisis físico-químicos de las aguas de estas tres estaciones en verano, arrojan valores criticos y letales: un pH que varia de 6.9 a 9.1, una concentración de nitratos de 42.98 a 187 gatN/l y un contenido en amonio-amoniaco de 0.15-0,40 a 3 mg/l.

Por último hay que señalar que en esta campaña se han encontrado nuevas especies de peces, la mayor parte de ellas de origen aloctono y con una presencia puntual. Estas son el black-bass (Micropterus salmoides) y Cobitis calderoni en el río Galindo, ésta ultima es una especie de distribución mediterránea, que sólamente ha sido citada en la cuenca del Ebro en el limite de la provincia de Alava (ALVAREZ,1985). (Salmo gairdneri) en el río Cadagua y la tenca (Tinca tinca) en el río Altube. Liza ramada no se ha detectado durante esta campaña.

CUENCA	AREA (km^2)	NUMERO TEORICO DE ESPECIES (N)	NUMERO REAL DE ESPECIES (N')
ARTIBAI	106.336	10	8
BUSTURIA	33.270	7	2
OKA	132.088	10	8
LEA	81.180	9	4
ESTEPONA	35.612	8	3
EA	25.694	7	4
CADAGUA	563.490	15	7
ARTIGAS	24.314	7	0
LAGA	11.575	6	2
ANDRAKAS	19.157	7	2
BUTRON	175.156	11	7
AGUERA	65.509	9	4
MERCADILLO	134.833	10	6
CARRANZA	121.639	10	4
NERVION	535.516	15	7
IBAIZABAL	416.247	14	6
GALINDO	67.231	9	9
ASUA	74.297	9	1
GOBELAS	44.955	8	5

TABLA 3. Relación entre el área de la cuenca fluvial y el número de especies que pueden habitar en dicha cuenca y el número real de especies encontradas durante las dos campañas de muestreo de 1985.
Relationship between the river basin area, the number of species which can inhabit it and the real number of species found in the two samplings carried through during 1985.

VARIABLES	r - p		ECUACIONES DE REGRESION	
	PRIMAVERA	OTOÑO	PRIMAVERA	OTOÑO
NFP - C'	0.98-<0.001	0.98-<0.001	NFP=1.22+0.36 C'	NFP=1.02+0.4 C'
NCP - C'	0.98-<0.001	0.97-<0.001	NCP=1.54+0.22 C'	NCP=1.32+0.2 C'
NCP - NFP	0.98-<0.001	0.99-<0.001	NCP=0.87+0.61NFP	NCP=0.82+0.5NCP
NFA - C	0.98-<0.001	0.99-<0.001	NFA=1.01+0.50 C	NFA=0.81+0.4 C
NCA - C	0.91-<0.001	0.99-<0.001	NCA=1.38+0.30 C	NCA=0.74+0.5 C
NCA - NFA	0.94-<0.001	0.99-<0.001	NCA=0.68+0.62NFA	NCA=0.74+0.5NFA

TABLA 4. Correlaciones entre el número de ríos y el número de cuencas ocupadas por las especies con respecto a la frecuencias de aparición de las mismas en la red fluvial de Vizcaya.
Correlations between the number of rivers and the number of basins inhabited by species regarding their apparition rate in the fluvial network of Vizcaya.

Analisis de la abundancia

El número de especies de peces que pueden habitar en una cuenca hidrográfica puede determinarse por un metodo similar al que relaciona el número de especies de aves que ocupan una isla con la extensión de la misma, aplicando la siguiente expresión exponencial: $N = a A^b$ (MARGALEF, 1983), donde a y b son dos coeficientes cuyos valores se mantienen en las distintas extensiones geográficas, y en Europa son a = 3.359 y b = 0.236. A es el área de la cuenca en Km^2. y N el número de especies. En la tabla 3 se representa el número teorico de especies de peces y el número real encontrado en las distintas cuencas de la red hidrográfica de Vizcaya. La diferencia media entre N y N' es de 5 ± 2 especies (n = 19).

En la tabla 4 se han calculado las correlaciones entre el número de cursos y el número de cuencas ocupadas con respecto a la frecuencia de aparición de la especie. Se puede comprobar que todas ellas son muy significativas ($r > 0.9$ - $p < 0,001$). Luego existe una relación directa entre la abundancia relativa de cada especie y el número de ríos en los que habita. Al mismo tiempo la regresión también es directa y positiva entre el número de cursos y el número de cuencas.

Se ha calculado la correlación existente entre el gradiente negativo N - N' y el número de kilometros de curso fluvial contaminados, con indice biotico de Vernaux-Tuffery compredido entre 0 y 5, para cada cuenca. Y la relación ha resultado ser positiva ($r = 0,568$ - $p < 0.05$), siendo la ecuación de regresión $N - N' = 3.745 + 0.081 P$. Vemos pues que la polución de las aguas es el principal factor que ha ocasionado la desaparición de la mayoria de las especies de peces en nuestra red fluvial. Por otra parte, existen cuencas donde se da la ausencia natural de especies o donde la contaminación es ocasionada por un impacto físico sobre el medio, tal es el caso del río Lea, en el cual algunas especies potamotocas, entre las que destaca el Salmo salar (salmón atlántico), que no se reproduce en dicho río desde hace 11-12 años. Ello parece ser debido a la existencia de barreras de arena en la desembocadura y a la concentración industrial en dicha zona. Otro caso particular es el del río Galindo, donde de las 9 especies que existen, 4 son introducidas y de éstas 3 de ellas son aloctonas.

BIBLIOGRAFIA

ALVAREZ, J.; BEA, A.; FAUS, J.M & MENDIOLA, I. (1985). Atlas de los vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipuzcoa. Depart politica terr y trans del Gobierno Vasco. 334 pp.

ARNOLD, E.N. & BURTON, J.A. (1978). Guía de campo de los reptiles y anfibios de España y Europa. Omega. Barcelona. 275 pp.

GARCIA DE JALON, D. & GONZALEZ DEL TANAGO, M. (1982). Estudio biotipológico de las comunidades piscicolas de la cuenca del Duero. Boletín de la estación Central de Ecología. 12 (24): 57 - 66.

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 1.010 pp.

SALAZAR, V. 1983. Peces y ríos de Alava. Ed. Exma. Diputación Foral de Alava. Vitoria. 134 pp.

PRIMEROS DATOS DE LA ALIMENTACION DEL LUCIO, **Esox lucius** L. 1758, EN LA CUENCA DEL ESLA (ESPAÑA).

PENA, J.C.; F.J. PURROY y J. DOMINGUEZ

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de León.

Palabras clave: lucio, **Esox lucius**, alimentación.

SUMMARY

PRELIMINARY DATA ON THE FOOD SELECTION OF PIKE, **Esox lucius** L. 1758, IN THE ESLA BASIN (SPAIN).

Key words: pike, **Esox lucius**, food.

The food selection of pike are analysed in the Esla basin, after examination of 505 stomachs during 1982-1985.

The more abundant prey species, calculated over the total sample were: **Odonata, Chondrostoma polylepis polylepis, Ephemeroptera, Rutilus arcasi** and **Barbus barbus bocagei.**

The diet variation in relation with pike-lenght offers this pattern: a) Small size - Invertebrates ; b) medium size - mixed comsumption Invertebrates/Fishes, with dominance of the former; c) big size - similar to the previous stage, but with fish items dominant; and d) very big size - strictly ichthyophagous, with different range of size for each sample area.

In the vertebrates preyed upon we observed the first reference of a desman, **Galemys pirenaicus.**

Also we noticed the predation on the brown trout stocks in the Upper Transition Zone.

INTRODUCCION

La rápida adaptación del lucio en nuestro pais desde su introducción en 1949 (PENA, en prensa) depende entre otros factores de la disponibilidad de alimento que, por otra parte, es muy diferente al habitual en otras latitudes europeas, especialmente en la porción ictiófaga de su dieta. Esta misma variable afecta al ritmo de desarrollo del lucio en un área determinada (POUPE, 1974).

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 271-280

Se inició el presente trabajo con el ánimo de conocer exactamente la dieta del lucio en un área de la Península Ibérica en la cual su expansión ha sido muy rápida, habiendo colonizado desde 1964 más de 250 Km. de red fluvial, alcanzando cotos trucheros de reconocido prestigio internacional.

Las muestras proceden de diferentes zonas dentro de la cuenca del Esla ya que esta es un área de reciente colonización por el lucio no habiéndose alcanzado el equilibrio en las poblaciones. De la misma forma se refleja en la variedad de los tamaños.

Por otra parte también interesaba determinar el ritmo de alimentación a lo largo del año y el cambio en la selección de presas durante su crecimiento. Para estudiar mejor cada uno de estos aspectos, teniendo en cuenta lo diferente de los habitats colonizados, se ha tipificado la cuenca fluvial de acuerdo con la zonación de HUET (1954) modificada por GUTIERREZ-CALDERON (1968).

MATERIAL Y METODOS

Se han considerado en este trabajo 505 estómagos de ejemplares capturados por diferentes métodos (pesca con caña, red y pesca eléctrica) entre enero de 1982 y mayo de 1985. A los ejemplares, una vez pesados y medidos se les extraía el estómago, que era conservado en formol al 10% para su posterior estudio. Los organismos presa fueron determinados a nivel de orden en los insectos y a nivel específico en los vertebrados. Los contenidos estomacales se expresan como número de lucios conteniendo cada organismo presa (porcentaje de frecuencia), ya que la diferencia de tamaño entre las diferentes presas aconsejaban este tipo de expresión de los resultados como mejor indicador de la dieta. En todo caso los porcentajes se refieren al total de estómagos examinados, independientemente de si presentaban o no contenido, a fin de comparar nuestros datos con los de otros autores (FROST, 1954; HEALY, 1956; MUNRO, 1957 y LAWLER, 1965). Se trató, por otra parte, de estudiar la diferente alimentación con relación al tamaño del depredador repartiendo las frecuencias de presas por rangos de talla de lucio capturado.

Las muestras proceden de los rios: Tera, Orbigo y su afluente Tuerto, Porma y Esla, siendo este último el titular de la cuenca y el que recibe las aguas de los precedentes. Las localidades se relacionan en el ANEXO. Se ha tipificado cada tramo fluvial en función de las especies piscícolas predominantes y que, de acuerdo con GUTIERREZ-CALDERON (1968) se han denominado como de Transición entre trucha y barbo y Zona de barbo. Dentro de la primera, teniendo en cuenta la presencia mayoritaria o no de trucha se distingue un tramo Superior y uno Inferior (**Fig. 1**).

RESULTADOS

Los resultados de la alimentación del lucio en cada una de las zonas y tramos de la cuenca objeto de estudio se exponen en la **Tabla I**, en la cual se expresa la frecuencia de cada tipo de alimento.

Destaca que el porcentaje más alto en la Zona de Transición Superior corresponde a la trucha (10,10%), seguida de Zigópteros (9,09%) y restos vegetales (8,08%). En la parte ictiófaga de la dieta (que

es predominante) sigue a la trucha el gobio, la boga, barbo y bermejuela, representando valores inferiores al 3% el resto de los peces. Merece comentarse que es la única zona en la que se encontró una colmilleja (**Cobitis calderoni**) en la dieta.

En la zona que denominamos como Transición Inferior destaca el porcentaje de los Zigópteros (34,95%) seguido de Efemerópteros (15,59%). En los vertebrados la bermejuela (**Rutilus arcasi**) ocupa el tercer lugar en porcentaje de las presas totales. Los casos de canibalismo solamente se han observado en esta zona, siendo esto, junto con las bajas frecuencias en el resto de los peces y la intensa alimentación sobre invertebrados, indicativo de una fuerte competencia intraespecífica. También aquí, y por única vez, se registra la presencia considerable en la dieta de Hirudíneos.

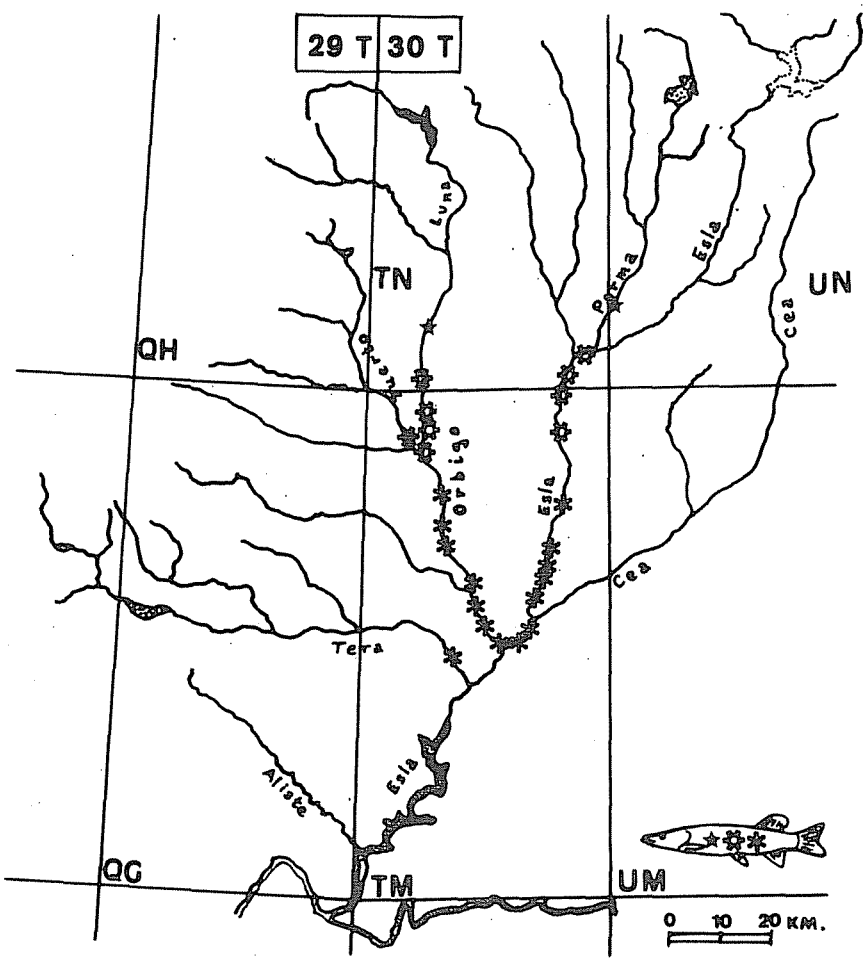


FIG.1. Mapa de la Cuenca del Esla mostrando las localidades donde se han recogido muestras de lucio. Los símbolos señalan la zona de que proceden: (★) Z. de Transición Superior, (✿) Z. de Transición Inferior y (✱) Zona de Barbo.
Map of the Esla Basin showing locations where samples were collected. The simbols shown the origin sections: (★) Upper Transition Zone, (✿) Lower Transition Zone and (✱) Barbel Zone.

Igualmente se observa por primera y única vez la presencia de Bivalvos, Arácnidos, Megalópteros, Homópteros y Anfibios, sibien todos ellos en muy bajas frecuencias. Los mamíferos están representados por un topo de río hallado en el estómago de un ejemplar de Villarroañe (Zona de Transición Inferior).

La misma **Tabla I** ofrece los resultados de la Zona del Barbo, donde sobresale la composición ictiófaga mayoritaria, destacando la boga (21,82%) y el barbo (10,90%), titular de la zona a la que caracteriza Se observa la presencia única de Plecópteros, Black-bass (**Micropterus salmoides**) y aves, siendo esta última debida a un solo ejemplar de lucio en cuyo estómago se encontraron cuatro Paseriformes. También los mamíferos se incluyen en la dieta con tres topillos ingeridos.

En los porcentajes totales domina el de los Zigópteros (16,83%) si bien se ha de tener en cuenta que de esta cifra el 7,52% pertenece a indifiduos menores de 200 mm. Respecto a los vertebrados predominan la boga, la bermejuela y el barbo por este orden.

se han calculado los porcentajes de las tallas superiores a 200 mm. de acuerdo con lo que FROST (1954) denomina grandes lucios y estos resultados, aunque no mostrados en la **Tabla I** para cada zona, dan un aspecto similar, si bien los porcentajes de vertebrados son ligeramente superiores. Los datos para las tallas superiores a 20 cm. son los siguientes: Zona de Transición Superior - Invertebrados 31,59%; Vertebrados 37,90% -, Zona de Transición Inferior - Invertebrados 66,05%; Vertebrados 37,62% - y Zona de Barbo - Invertebrados 17,59%; Vertebrados 51,84%)

DISCUSION

De lo expuesto en el capítulo precedente se deduce que la dieta del lucio en la cuenca del Esla es más invertebrada de lo esperado e incluso predominante en el tramo inferior de la Zona de Transición.

La mayoría de los autores encuentran en sus estudios este tipo de alimentación mixta, si bien en algunos casos puede ser casi completamente sobre invertebrados (MUNRO, 1957) o bien ictiófaga estricta (WOLFERT and MILLER, 1978). Los casos intermedios, a los que corresponden nuestros resultados varían en las predominancias de uno u otro grupo e incluso en los porcentajes respectivos de presencias y si bien ello puede depender de la disponibilidad de recursos, la posible selección del alimento por parte del lucio requerirá un nuevo estudio en nuestra área.

En cuanto a la variación de la dieta con el tamaño encontramos una relación entre la talla del lucio y el tipo de presas halladas en sus estómagos, así los ejemplares menores de 200 mm presentaban sólo invertebrados en su dieta, los del intervalo 200-300 mm dieta mixta de invertebrados-vertebrados con dominancia de los primeros en el porcentaje de frecuencias, los de 300-700 mm dieta mixta con dominancia de los vertebrados y por último los de mayor talla de 700 mm únicamente contenian vertebrados en sus estómagos. Estos valores pertenecen a la Zona del Barbo. En la Zona de Transición Superior sólo encontramos los tres primeros tipos de alimentación , no existiendo nunca la dieta estricta de vertebrados, posiblemente porque no se capturaron ejemplares superiores a 65 cm, teniendo lugar el cambio de dominancia de la dieta

	Z.T.S.	Z.T.I.	Z.B.	TOTAL		>200 mm.	
Nº Estómagos	99	186	220	505		420	
Vacíos (%)	44,44	30,11	40,91	37,62		47,62	
Bivalvos		0,54		0,20		0,24	
Gasterópodos	2,02	2,15	0,45	1,39		1,67	
Oligoquetos			0,91	0,40		0,48	
Hirudineos		3,23		1,19		0,71	
Cladóceros	2,02	5,38		2,38		1,19	
Decápodos	4,04	0,54	5,45	3,37		3,57	
Arácnidos		0,54		0,20		0,24	
Efemerópteros	5,05	15,59	1,82	7,72		3,81	
Zigópteros	9,09	34,95	5,00	16,83		11,19	
Anisópteros	4,04	2,69	1,82	2,57	43,78	2,62	33,58
Plecópteros			0,91	0,40		0,48	
Coleópteros	2,02	3,76	0,45	1,98		2,38	
Megalópteros		1,08		0,40		0,24	
Tricópteros	1,01	1,61		0,79		0,95	
Dípteros	1,01	1,08	1,36	1,19		0,95	
Heterópteros	2,02	1,08	0,45	0,99		1,19	
Homópteros		0,54		0,20		0,24	
Invert. s.i.		2,15	1,82	1,58		1,43	
S. trutta	10,10	0,54	0,45	2,38		2,86	
E. lucius		2,15		0,79		0,95	
R. arcasi	4,04	10,75	4,09	6,53		6,90	
L. cephalus	1,01		1,82	0,99		1,19	
Ch. polylepis	6,06	4,30	21,82	12,28		14,76	
G. gobio	7,07	1,08	2,73	2,97		3,10	
B. barbus	5,05	1,08	10,90	6,14		7,38	
C. carpio	1,01		0,45	0,40	38,62	0,48	45,00
C. calderoni	1,01			0,20		0,24	
M. salmoides			1,82	0,79		0,95	
Peces s.i.	2,02	3,76	5,00	3,96		4,76	
Anfibios		0,54		0,20		0,24	
Aves			0,45	0,20		0,24	
Mamíferos		0,54	1,36	0,79		0,95	
Restos vegetales	8,08	1,08	0,91	2,38		2,86	

TAB.1. Porcentaje de frecuencias de contenidos estomacales por zonas de la Cuenca del Esla (Z.T.S. Zona de Transición Superior.Z.T.I. Zona de Transición Inferior , Z.B. Zona del Barbo.). La columna derecha indica ejemplares mayores de 200 mm y en horizontal los porcentajes de Invertebrados y Vertebrados.

Percentage frequency of the different prey in each zone of the Esla Basin. The Column right show data of exemplars greatest of 200 mm and horizontal the percentage of Invertebrates and Vertebrates separately.

mixta a partir de los 30 cm. como en la Zona del Barbo. Por último en la Zona de Transición Inferior, la dieta mixta con predominio ictiófago aparece a los 40 cm. y a partir de los 60 cm. la dieta se convierte en ictiófaga estricta.

LAWLER (1965) solo encuentra dieta mixta con predominio ictiófago para las tallas comprendidas entre los 15 y 60 cm., sin variaciones importantes, sin embargo HEALY (1956) y MUNRO (1957) encuentran, a partir de los 60 cm. el primero y de los 70 cm. el segundo, que los estómagos solo presentan vertebrados. FROST (1954) encuentra en sus ejemplares que, aún cuandó la dieta es casi completamente ictiófaga, solo a partir de los 50 cm. los porcentajes de presencias de los invertebrados son tan pequeños como para poder hablar de ictiófagos estrictos.

Los casos de canibalismo en lucio son sobradamente conocidos y referenciados incluso por obras no especializadas (NORMAN and GREENWOOD; 1975) y han sido utilizados para acrecentar la fama de devorador insaciable que, entre los pescadores, tiene. En las muestras de este trabajo tan solo en Villarroañe (Z.T.I.) se ha registrado dicho efecto en un 2,15% del total, que corresponde a 4 ejemplares encontrados en 154 estómagos.

El efecto canibal lo hemos hallado en la mayoría de las publicaciones, solamente HUNT (1965) y WOLFERT and MILLER (1978) afirman no poseer tal evidencia en las poblaciones de sus estudios. El canibalismo parece presentarse en todas las tallas, pues LAWLER (1965) lo referencia para rangos entre 15 y 60 cm., FROST (1954) entre 20 y 99 cm., si bien este último autor lo encuentra más representado en los rangos de menor tamaño, al contrario que el primero. En nuestro trabajo hemos encontrado el lucio como presa en ejemplares entre 30 y 90 cm., en porcentaje creciente con la talla, aunque siempre con el mismo número de ejemplares en cada rango de talla. HUNT and CARBINE (1951) sugieren que el canibalismo es un importante factor en la degradación de las poblaciones de lucio, esto podría explicar el porqué solo lo hemos detectado en un lugar de una fuerte competencia intraespecífica.

A). VARIACIONES ESTACIONALES EN LA ALIMENTACION

En la **Fig. 2** se muestra la variación del porcentaje de estómagos vacíos a lo largo del año; este registra dos máximos, uno entre febrero y marzo y otro entre agosto y setiembre. El primero, denominado ayuno de freza, es referenciado por FROST (1954) y, aunque HEALY (1956) y FEDIN (1958) mantienen que no hay tal efecto, nosotros si lo encontramos claro en nuestros resultados. En cuanto a otro aumento estacional de estómagos vacíos BUSS (1961) y LAWLER (1965) lo señalan entre junio y agosto, y explican el hecho en que cuando la temperatura aumenta por encima de un límite se restringe la actividad y la alimentación se detiene. TONER and LAWLER (1969) recogen una comunicación personal de CLARK en este mismo sentido durante los meses estivales, cuando la temperatura varía entre los 24 y 26,7ºC. SEABURG and MOYLE (1964) dicen que el porcentaje de estómagos vacíos en julio alcanzó el 77%, cifra coincidente con nuestros datos de setiembre; sin embargo el efecto no fue asociado directamente con la temperatura y si con un descenso en la presencia de percas en los estómagos. WOLFERT and MILLER (1978) afirman no observar reducción en la alimentación aún cuando la temperatura del agua alcanzó los 25 ºC y que entre junio y octrubre

la proporción de estómagos vacíos permaneció constante.

En nuestra gráfica (**Fig.2**) se muestra también la variación de la temperatura del agua durante 1981-82, en base a la media térmica de cinco estaciones de muestreo representativas de la cuenca. Existe un claro paralelismo entre ambas curvas entre los meses de agosto y diciembre aunque hay que considerar que el número de muestras de junio y julio, 6 y 8 respectivamente, puede ser causa de la desviación en tales meses. Este aspecto de avidez del lucio por las presas en los diferentes momentos del calendario anual requerirá un estudio más continuo en el futuro.

FIG. 2. Variación mensual del porcentaje de estómagos vacios (linea continua) y variación de la temperatura del agua (linea discontinua). El asterisco indica muestra menor de 10 ejemplares.
Monthly variation of percentage of empty stomachs in full line and in broken line the variation of water temperature. The asteric show a number of sample under 10 exemplars.

B). COMENTARIOS GENERALES SOBRE LA DIETA

Algunos aspectos de la dieta del lucio en la cuenca son destacables por lo insólito de su aparición como son ciertas aves y mamíferos presa que más abajo comentaremos. Otros aspectos son dignos de mención por que bibliográficamente se compreueba su presencia en la dieta en otras zonas aunque en nuestra área, por haber desaparecido practicamente no los hemos hallado. Nos referimos al cangrejo (**Austrapotamobius pallipes**) que constituye parte de la dieta del lucio en Irlanda e Italia (BRACKEN, 1973; ALESSIO, 1975) incluso en elevados porcentajes y que debido a la Afanomicosis que ha afectado gravemente sus poblaciones no ha sido hallado en nuestras muestras, procedentes de lugares donde antes existía.

PECES: La actividad oportunista del lucio ha sido puesta de manifiesto por FROST (1954) y LAWLER (1965), si bien se observa cierta selectividad en los lucios adultos según WOLFERT and MILLER (1978). Aunque en este aspecto no ha sido estudiado por nosotros, no deja de sorprender la escasa presencia de cierto tipo de peces como son carpa y colmilleja que se sitúan incluso por debajo del porcentaje

de canibalismo. Aún más extraña es la ausencia de la tenca, siendo como es una especie ampliamente distribuida en todas las mangas y brazos de los ríos estudiados, donde precisamente habita el lucio.

Por lo que se refiere a la predación del lucio sobre la trucha común (**Salmo trutta** L., 1758) se trata de una relación interespecífica sumamente discutida y así reflejada en la bibliografía, teniendo gran interés en los lugares en que ambas especies cohabitan. BRACKEN (1973) coloca la trucha común en el segundo orden de importancia de las presas en la dieta del lucio en un río, al igual que FROST (1954), HUNT (1965), e incluso en los lucios más grandes llega al primer lugar (HEALY, 1956). TONER (1959) afirma en su estudio que es obvio que la trucha común sufre la mayoría de los ataques del lucio, por delante de la perca. En nuestro caso se observa la presencia dominante de la trucha-presa en el Tramo de Transición Superior, dado que es allí más abundante que en el resto de los tramos, al tiempo que los ciprínidos disminuyen como se ha dicho, lo que pone un punto de inquietud en cuanto a la amenaza del lucio para las poblaciones trucheras.

AVES: Es conocida la predación de la especie sobre aves acuáticas, en especial hacia los pollos de la Anátidas en Centroeuropa. Nuestro análisis solo ha comprobado un caso de captura aviar: hembra de 2.700 gr., pescada a caña el 24-09-83 por la tarde en Castrogonzalo, en brazo del río Esla con orla de espadañas, que tenía en su estómago, aparte de un Topillo, dos Trigueros (**Emberiza calandra**), un Verderón (**C. chloris**) y un Mosquitero Común (**Phylloscopus collybita**). Esta sorprendente caza de pájaros demuestra que el ejemplar de referencia se había especializado en explotar el dormidero de aves del cañaveral, donde reposan en los tallos de **Typha sp.** junto a la superficie del agua.

MAMIFEROS: Las presas halladas son el Topillo Campesino (**Microtus arvalis**), roedor de caracter montano en España, pero que en la cuenca del Duero, habita también zonas mesetarias ligado a la vegetación ribereña (DELIBES y BRUNET-LECOMTE, 1980), que ha aparecido en Villafer (15-11-83 y 06-12-83) y Castrogonzalo (24-09-83); la tendencia de este mamífero a desplazarse, y esporádicamente nadar entre los juncos de las márgenes, aparte su pequeño tamaño, le hace atractivo para el lucio de agua parada. También sabemos que el roedor más acuático de esta cuenca, la Rata de Agua (**Arvicola sapidus**), es a veces atrapado (lucio de 5 Kg., observado el XII-83 en mercado de Benavente - com. personal, I. Regueras -.

Asimismo resulta novedosa, pues se trata de una presa no citada hasta la fecha, la captura de un topo de río (**Galemys pyrenaicus**) por una hembra de 1,2 Kg. en Villarroañe, el 20-07-83. Este insectívoro acuático, propio de aguas oxigenadas de ríos de Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico y Central, endemismo terciario, es una especie característica de los tramos trucheros de las montañas ibéricas, poco a poco colonizadas por el lucio gracias a sus magníficas cualidades dispersivas.

RESTOS VEGETALES: Aunque en algunos rangos de talla tienen una representación importante, en el conjunto y en cuanto a periodicidad de aparición, no lo son. Siempre que se han encontrado son pequeñas ramas, trozos de tifas o fanerógamas, que tenían la apariencia de

haber sido tragados fortuitamente junto con alguna presa.

AGRADECIMIENTOS

Para la realización de este trabajo hemos contado con la subvención del Proyecto CAICYT Nº 672/81 y parcialmente con fondos de la Diputación Provincial de León. Agradecemos al ICONA de Zamora y León las facilidades concedidas para la captura de las muestras y a los amigos que nos ayudaron en las sesiones de pesca eléctrica y con caña.

BIBLIOGRAFIA

ALESSIO, G. 1975. Richerche sulla biologia del luccio, **Esox lucius** L., (Osteichthyes, Esocidae), in Lomellina Occidentale ed in una "Valle" Veneta. **Boll. Pesca, Piscic. Idrobiol.**, 30 (2): 235-256.

BRACKEN, J.J. 1973. The age and growth of pike, **Esox lucius**, from four Irish trout rivers. **Irish Fish. Invest.** Ser. A (12): 15 pp.

BUSS, K. 1961. A literature survey of the life history and culture of the northern pike. **Spec. Purpose Rep., Pa. Fish. Comm., Benner Spring Fish Res. St.**: 58 pp.

DELIBES, M y BRUNET-LECOMTE, P. 1980. Presencia del Topillo Campesino ibérico, **Microtus arvalis asturianus** Miller, 1908, en la Meseta del Duero. **Doñana, Acta Vertebrata**, 7 (1): 120-123.

FEDIN, S.P. 1958. Znachenie shchuki v bor' be malotsennoi i sorvoi ryboi. **Ryb. Khoz.**, 3: 25-27.

FROST, W. E. 1954. The food of pike, **Esox lucius** L., in Windermere. **J. Anim. Ecol.**, 23: 339-360.

GUTIERREZ-CALDERON, E. 1968. Inventariación y estudio de poblaciones piscícolas. **Montes**, 141: 231-250.

HEALY, A. 1956. Pike (**Esox lucius** L.) in three Irish Lakes. **Sci. Proceed., Royal Dublin Soc.**, 27 (4): 51-67.

HUET, M. 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes **Bull. Fr. Piscic.**, 175: 41-53.

HUNT, R.L. 1965. Food of Northern Pike in a Wisconsin Trout Stream. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 94 (1): 95-97.

HUNT, B.P. and W.F. CARBINE. 1951. Food of young Pike, **Esox lucius** L., and associated fishes in Peterson's Ditches, Hougton Lake, Michigan. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 80: 67-83.

LAWLER, G.H. 1965. The food of the Pike, **Esox lucius**, in Heming Lake, Manitoba. **J. Fish. Res. Bd. Can.**, 22 (6): 1357-1377.

MUNRO, W.R. 1957. The pike of Loch Choin. **Freshw. and Salmon Fish. Res.**, 16: 16 pp.

NORMAN J.R. and GREENWOOD, P. H. 1975. **A history of fishes.** Ed. Benn Ltd. Londres: 467 pp.

PENA, J. C. (En prensa). Introducción y expansión del lucio (**Esox lucius** L., 1758) en la Península Ibérica: Síntesis general y estudio de las poblaciones de la cuenca del Esla. **Actas III Congreso A.E.L.**, León, Julio 1985.

POUPE, J. 1974. Note on the growth of the pike, **Esox lucius** L., 1758,

in the Central Bohemia inundation area of the river Labe. **Vest. Cs. Spol. Zool.**, 38 (4): 279-284.

SEABURG, K.G. and J.B. MOYLE. 1964. Feeding habits, digestion rates and growth of some Minnesota warm water fishes. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 93: 268-285.

TONER, E.D. 1959. Predation by pike (**Esox lucius** L.) in three Irish Lakes. **Report Sea Inland Fish. Ap.**, 25: 67-73.

TONER E.D. and G.H. LAWLER. 1969. Synopsis of biological data on the pike, **Esox lucius** Linnaeus, 1758. **FAO Fish. Synop.**, 30: 36 pp.

WOLFERT, D.R. and T.J. MILLER. 1978 Age, growth and food of Northern Pike in Eastern Lake Ontario. **Trans. A. Fish. Soc.**, 107 (5): 696-702.

ANEXO

RELACION DE LOCALIDADES DE MUESTREO

Zona de Transición (Tramo Superior)
Río Eria: Manganeses de la Polvorosa.
Río Orbigo: Sta. Marina del Rey.
Río Porma: Marne.

Zona de Transición (Tramo Inferior)
Río Orbigo: Villoria, Villazala, Vecilla de la Vega, Regueras de Abajo.
Río Tuerto: Sta. Colomba de la Vega.
Río Esla: Villarroañe, Campo de Villavidel, Cabreros, fresno de la Vega.

Zona de Barbo
Río Orbigo: Valcabado, Alija, La Nora, Manganeses de la Polvorosa.
Río Tera: Mozar de Valverde.
Río Esla: Bracas, Cartrofuerte, Villaornate, Villafer, Cimanes, Castrogonzalo, Castropepe.

ALGUNOS DATOS SOBRE LA ALIMENTACION DEL MIRLO ACUATICO (CINCLUS CINCLUS) EN LA CUENCA DEL RIO ULLA, GALICIA

Jesús SANTAMARINA FERNANDEZ
Departamento de Ecología de la Universidad de Santiago

Palabras clave, Alimentación, Cinclus cinclus, Galicia

SUMMARY

SOME DATA ABOUT THE DIPPERS FEEDING IN THE BASIN OF THE RIVER ULLA, N.W. SPAIN

Key words: Diet, Cinclus cinclus, N.W. Spain

This work studies the diet of Dippers in the basin of of the River Ulla based on the analysis of 22 regurgitated pellets and 2 faecal samples during the summer of 1986.

Ephemeroptera, particularly Ephemerella and Baetidae, and Trichoptera, comprised respectively 50.6% and 24.6% of the 991 items recorded. Plecoptera, Formicidae, Hidrobiidae Odonata, Coleoptera, Gammaridae, some Diptera and small amphibians comprised the other 24.8% of the items.

The diet of Dippers living in rivers is also compared to the diet of those living in streams. The results in the frequency of the main preys are similar to those obtained by ORMEROD, (1985), over breeding Dippers in the catchment of the River Wye, Wales.

INTRODUCCION

El mirlo acuático (Cinclus cinclus) habita el río y sus orillas, dependiendo su alimentación de los macro-invertebrados bénticos (WHITERBY el al, 1943; CREUTZ, 1966). Es por ello, un ave muy sensible a las perturbaciones de la fauna béntica de los ríos (BROOKER y MORRIS, 1980; SCULLION et als, 1982), necesitando aguas puras para subsistir. Por todo esto es especialmente interesante el estudio de la ecología trófica de esta especie.

Hasta la fecha, se han publicado varios trabajos en los que se estudia la alimentación del mirlo acuático en Europa (JOST, 1975; SHAW, 1979; VOLLNHOFER, 1906), siendo los más completos los estudios de ORMEROD (1985) y ORMEROD y TYLER (1986). En España no hay publicaciones sobre el tema.

En este trabajo se estudia la dieta del mirlo acuático a partir del análisis de 22 egagrópilas y dos excrementos recogidos en distintos lugares de la cuenca del río Ulla, en su curso medio; U.T.M. 29TNH43, 29TNH53, 29TNH54. Proceden de territorios de 5 parejas y en el conjunto

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 281-285

de las muestras se han encontrado 911 presas. Con los datos obtenidos se compara la alimentación de los mirlos que viven en riachuelos y los que lo hacen en ríos de mayores dimensiones.

AREA DE ESTUDIO Y METODOS

El río ulla nace en la provincia de Lugo, discurriendo su cauce entre las provincias de Pontevedra y La Coruña. Tiene una longitud de 112 Kms y su afluente más caudaloso es el río Deza, además recibe el agua de numerosos cursos menores. En su desembocadura origina la Ría de Arosa.

Las muestras se recogieron en diversos cauces de la cuenca del curso medio del río. Las egagrópilas fueron buscadas en las piedras que emergen del cauce del río o en sus orillas. Por la presencia de algunas plumas en su contenido se descarta la posibilidad de confusión con excrementos de Galemys pyrenaicus, micromamífero común en el mismo hábitat. Las egagrópilas ya fueron empleadaas anteriormente por otros autores para el estudio de la dieta del mirlo acuático (JOST, 1975; ORMEROD y TYLER, 1986). Las dos muestras fecales analizadas fueron recogidas junto a las egagrópilas.

En la **tabla A** se representa la procedencia de las muestras y su separación en los dos grupos empleados.

Las muestras fueron analizadas desmenuzando su contenido en agua y examinándolo con una lupa 10x.20x, en cada una se ha contado el total de presas reconocibles presentes. Para la identificación y contabilización de las presas se han empleado distintas partes dependiendo de los órdenes:

Hidrobiidae..... Conchas
Gammarus..... Fragmentos corporales
Efímeras y plecópteros..... Mandíbulas
Tricópteros y formícidos..... Cápsulas cefálicas
Odonatos..... Máscaras
Coleópteros..... Elitros
Anfibios..... Presencia de huesos

TABLA A

	Ancho med. aprox	Número de egagrópilas	Número de excrement.	Número de presas	Fecha
Ríos					
Ulla	30 m	3	-	238	VII/86
Deza (Afluente del Ulla)	20 m	5	2	162	VII-X/86
Riachuelos					
Toxa (Afluente del Deza)	6 m	4	-	265	VII/86
Riobo (Afluente del Ulla)	6 m	10	-	246	VII/86

- Cursos estudiados; se indica el ancho aproximado del curso (para dar una idea de su magnitud), las muestras y número de presas encontrado en cada sitio.
- Rivers and streams studied, the aproximate width is indicated to give an idea of its magnitude, the samples and the number of preys found in each place are indicated too.

TAXON	RIOS	RIACHUELOS	TOTAL
Mollusca; Hidrobiidae	5.75	2.15	3.72
Crustacea; *Gammarus*	–	2.54	1.43
Quelicerata; Pseudoescorpionidae	–	0.39	0.22
Insecta;			
Ephemeroptera			50.60
Baetidae	23	8.81	15.04
Heptagenidae	2.5	3.52	3.07
Ephemerellidae	35	29.16	31.72
No identificados	0.5	0.98	0.77
Odonata			3.19
Aeschnidae	2.25	0.59	1.32
Gomphidae	0.5	0.39	0.44
Cordulegasteridae	–	0.98	0.55
Anisopteros no ident.	–	0.78	0.44
Calopterygidae	–	0.39	0.22
Lestidae	0.5	–	0.22
Plecoptera			5.05
Leuctridae/Nemouridae	0.5	7.05	4.16
No identificados	2	–	0.88
Hemiptera (terrestre)	0.25	–	0.11
Formicidae	0.75	8.41	5.05
Coleoptera			3.28
Dryopidae/Elmidae	–	0.78	0.44
No identificados	1	4.30	2.82
Diptera			0.99
Simulidae	0.25	0.39	0.33
Trichoceridae	1	–	0.44
Otros	–	0.39	0.22
Trichoptera			24.6
Rhyacophilidae	1.25	7.20	4.50
Hydropsychidae	20	4.31	11.20
Sericostomatidae	–	7.44	4.18
Otros	1	7.48	4.72
Insectos no ident.	2	0.98	1.43
Vertebrata; anfibios	–	0.59	0.33

TABLA B – Resultados de los análisis. Se comparan los obtenidos en ríos (400 presas) y en riachuelos (511 presas). Datos en frecuencias de aparición sobre el total de presas en cada caso.

– Results of the analyses. Those obtained in rivers (400 preys) and little streams (511 preys) are compared. Data in frequency of appearance on the whole of preys in each case (numerical frequency).

RESULTADOS

El resultado del análisis del conjunto de las muestras se representa el la **tabla B.** Las larvas de efemerópteros, especialmente Ephemerellidae y Baetidae, contituyen el 50.6% de las presas; las larvas de tricópteros constituyen el 24.6%, predominando la familia Hidropsychidae. El 24.8% restante está constituido por una gran diversidad de presas, tanto acuáticas (plecópteros, odonatos, coleópteros, Hidrobiidae, Gammarus y algún díptero y pequeño anfibio), como terrestres (formícidos, pseudo-escorpiones, algún coleóptero y díptero). Estas últimas sólo constituyen una pequeña proporción de la dieta, tratándose de presas que se le ponen fácilmente al alcance en las orillas. Salvo algún plecóptero alado estos y los odonatos son todos larvas, en cambio los coleópteros encontrados son todos imagos. Los odonatos deben de tener importancia en la alimentación, pués aunque sólo representan el 3.2% de las presas, en considerable tamaño de los individuos capturados (Aeschenidae, Cordulegasteridae) hace que aporten una biomasa considerable.

Hay que señalar que el método de análisis de egagrópilas ofrece ventajas sobre el de excrementos, pues aparecen mejor representadas presas con partes duras como crustáceos, moluscos (ORMEROD y TYLER, 1986) y tal vez odonatos. Sin embargo, anélidos y alevines de peces probablemente pasan más desapercibidos.

Sobre la captura de pequeños peces, sabemos que en uno de los cauces estudiados (Riobo) un mirlo acuático entraba bajo el agua al interior de uno de los estanques de una piscifactoria donde se criaban truchas arco iris (Salmo gairdneri) de unos pocos centímetros. Las truchas eran capturadas buceando, dejando cada vez que entraba los restos de 5 a 9 peces.

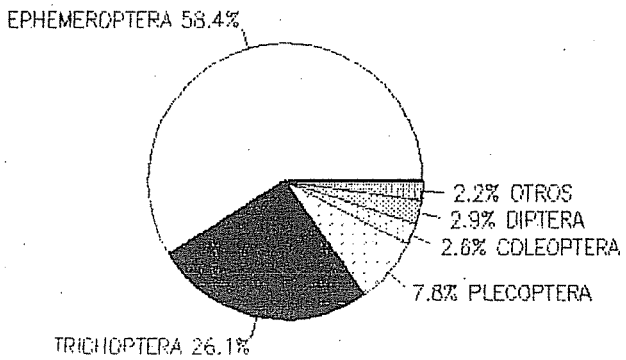
DISCUSION

Comparando la alimentación de los mirlos que viven en los ríos y la de los que lo hacen en riachuelos (**tabla B**) se observan algunas pequeñas diferencias. Así, en los riachuelos estudiados, plecópteros, Gammarus y coleópteros son capturados más frecuentemente y entre los tricópteros y odonatos hay una mayor diversidad de familias. Esto se puede relacionar con la mayor diversidad de la fauna béntica en dichos cursos.

VOLLNHOFER (1906), en Hungría, examina el contenido de 145 estómagos en los que encuentra 264 presas, de éstas, el 25% son Gammarus, el 11% ninfas de plecópteros y el 50% restante larvas de tricópteros. JOST (1975), en Centroeuropa analiza 330 egagrópilas en las que encuentra en un 90% dominancia de Gammarus y en el 10% restante dominacia de larvas de tricópteros. Sin embargo, como señalan ORMEROD y TYLER (1986) dichos análisis son poco fiables, pasando desapercibidos los restos de gran número de presas.

Más completos son los trabajos de ORMEROD (1985) y ORMEROD y TYLER (1986) realizados básicamente por análisis fecales. En la **figura 1** se pueden comparar los resultados obtenidos por el primero de los autores analizando 72 excrementos de mirlos acuáticos adultos nidificantes en la cuenca del río Wye, Gales y los de este trabajo. Se observa que efemerópteros tricópteros y ya en menor cantidad plecópteros son las presas más consumidas en ambos casos con unas proporciones parecidas. Las presas secundarias son más abundantes y diversas en este trabajo pero esto puede ser debido

CUENCA DEL RIO WYE, GALES.



CUENCA DEL RIO ULLA, GALICIA.

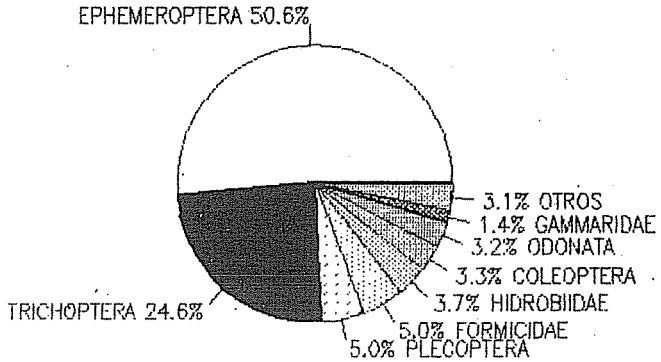


FIGURA 1 - Alimentación del mirlo acuático en las cuencas de los rios Wye, Gales (análisis fecales; ORMEROD, 1985) y Ulla (análisis de egagrópilas). Datos en frecuencias de aparición sobre el total de presas.
- Dippers feeding in the basin of the rivers Wye, Wales (faecal analysis; ORMEROD, 1985) and Ulla (pellets analysis). Data in numerical frequencies.

a que en las egagrópilas se conservan mejor muchas presas.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento a Adolfo Cordero, Isabel Pardo y Fernando Cobo por la ayuda recibida y especialmente a **José Guitián Rivera** por su asesoramiento y la dirección del trabajo, así como a Alicia Ferrón Vidán por el mecanografiado del mismo.

BIBLIOGRAFIA

BROOKER, M.P. y MORRIS, D.L. 1980. A survey of the macro invertebrate riffle fauna of the River Wye. **Freshwat. Biol. 10,** 437-458.
CREUTZ, G. 1966. **Die Wasseramsel.** Wittemberg Lutherstadt, DDR: A. Ziemsen Verlag.
JOST, O. 1975. **Zur ökologie der Wasserramsel (Cinclus cinclus) mit besonderer berücksictigung ihrer ernährung. Bonner Zool. monogr. 6.** Zoologisches Forschungisinstitut und Museum Alexander Koening, Bonn.
ORMEROD, S.J. 1985. The diets of breeding Dippers Cinclus cinclus and their nestlings in the cathment of the River Wye, mid Wales: A preliminary study by faecal analysis. **Ibis, 127,** 316-331.
ORMEROD, S.J. y TYLER, S.J. 1986. The diet of Dippers Cinclus cinclus wintering in the catchment of the River Wye, Wales, **Bird Study, 33,** 36-45.
SCULLION, J., PARISH, C.A., MORGAN, N. & EDWARDS, R.W. 1982. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles an pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid Wales. **Freshwat. Biol. 12,** 579-595.
SHAW, G. 1979. Prey selection by breeding Dippers. **Bird Study, 26, 66-67.**
VOLLNHOFER, P. 1906. über die fischwirtschaftliche Bedeutung der Wasseramsel (Cinclus cinclus). **Erdész. Kiserl. 8,** 1-81.
WHITHERBY, H.F., JOURDAIN, F.C., TICEHURST, N.F. y TUCKER, B.W. 1943. **The Handbook of British Birds. Vol 2.** London: Witherby.

EFECTO DE LA CONTAMINACION ORGANICA SOBRE INDICES DE FEOFITINIZACION EN TRASPLANTES DE BRIOFITOS ACUATICOS (RIO IREGUA, LA RIOJA, ESPAÑA)

Javier MARTINEZ ABAIGAR y Manuel SANCHEZ DIAZ

Departamento de Fisiología Vegetal, Universidad de Navarra. Apdo. 273. 31080 Pamplona.

Palabras clave: Briofitos acuáticos, contaminación orgánica, índices feofitinización.

SUMMARY

ASSESSING ORGANIC POLLUTION ON TRANSPLANTED AQUATIC BRYOPHYTES UTILIZING PHEOPIGMENT RATIOS (IREGUA RIVER, LA RIOJA, SPAIN).

Key words: Aquatic bryophytes, organic pollution, pheopigment ratios.

The OD 665/OD 665 acidified ratio and the OD 430/OD 410 ratio, representing the chlorophylls/pheopigments relative proportion, were utilized as organic pollution indicators. They were tested on transplanted aquatic bryophytes that were collected from an unpolluted area in the upper part of the river and carried to both an unpolluted station located in the middle (BOD_5 0.5-2.5 $mg.l^{-1}$) and to a polluted one in the lower course (BOD_5 4.5-174 $mg.l^{-1}$). Three species were selected: the liverwort Jungermannia cf. exsertifolia Steph. ssp. cordifolia (Dum.) Vaña and the mosses Fontinalis antipyretica Hedw. and Brachythecium rivulare B.S.G.

The liverwort was more sensitive than the mosses, perhaps because of its simpler structure and carpet growth. Results showed good correlation between both ratios and with BOD_5, being concluded that OD 430/OD 410 ratio is as good indicator as OD 665/OD 665a and easier to utilize since acidification is not needed for its calculation.

INTRODUCCION

En los últimos años han proliferado los estudios sobre bioindicadores que tienen como protagonistas a Briofitos, y varios autores (Leblanc y Rao, 1975; Rao, 1982; Brown, 1984; Mühle, 1984) han realizado revisiones sobre la materia, resaltando las ventajas que tiene este grupo vegetal sobre otros (mayor sensibilidad, posibilidad de integrar la contaminación en el tiempo, etc.). La mayor parte de los trabajos se refieren a diversos aspectos de la contaminación atmosférica y sus efectos sobre los briofitos terrestres y epifitos (SO_2, metales pesados, herbicidas, contaminación radiactiva, etc.).

Los sistemas acuáticos han recibido sin embargo menor atención. Empain (1973) aplicó el "Indice de Desarrollo" para diferenciar estaciones

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 287-297

según su contaminación a lo largo del río Sambre, teniendo en cuenta la diversidad y el cubrimiento de los briofitos en cada estación, de manera similar al Indice de Pureza Ambiental de Leblanc y De Sloover (1970) para epifitos. Empain (1978) definió un índice de calidad de aguas en función de las especies briofíticas presentes y sus respectivos coeficientes de toxifobia. Vrhovsek y col. (1981) intentan establecer un sistema de saprobidad con macrofitos, y apuntan que los musgos son particularmente útiles para una evaluación rápida de las condiciones de polución del río Savinja, comparando posteriormente dos ríos mediante este método y análisis numéricos (Vrhovsek y col., 1984). Jones (1985) utiliza briofitos acuáticos en la prospección geoquímica de oro y plata. Wehr y col. (1983) revisan la metodología para monitorizar metales pesados en el río Hoëgne (Belgica) con ayuda de musgos, y otros autores tratan el mismo tema (Say y Whitton, 1983; Wehr y Whitton, 1983 a y b, entre otros). Asimismo los briofitos acuáticos actúan como indicadores de la contaminación radiactiva (Kirchmann y Lambinon, 1973; Sarosiek y col., 1980; Maurel-Kermarrec y col., 1983).

Benson-Evans y Williams (1976) y Peñuelas (1984 a) utilizan trasplantes de musgos para indicar la contaminación fluvial, valiéndose de técnicas morfológicas y del análisis de pigmentos, respectivamente. Los trasplantes permiten la implantación de briofitos en los cursos bajos de los ríos, que muchas veces presentan contaminación pero de donde generalmente los briofitos están ausentes (Slack y Glime, 1985; Hutchinson, 1975; Peñuelas y Catalán, 1983), entre otros factores por la incapacidad de competir con fanerógamas en dichos ambientes.

Todavía no se han desarrollado excesivamente las técnicas ecofisiológicas para monitorizar contaminación orgánica con briofitos acuáticos. Peñuelas (1984 a) utiliza la composición pigmentaria y diversos índices de pigmentos, que también se han aplicado en estudios de contaminación atmosférica con líquenes (Rao y Leblanc, 1965; Beekley y Hoffman, 1981; Beltman y col., 1980) y plantas superiores (Rabe y Kreeb, 1980, entre otros muchos), así como en diversos estudios ecológicos (Margalef, 1983).

Para el presente estudio se han utilizado tres especies de briofitos, dos musgos y una hepática, que se trasplantaron desde el curso alto del río Iregua (La Rioja, España) a dos estaciones aguas abajo, una de aguas puras y otra con problemas episódicos de contaminación orgánica. Los índices DO 665/DO 665 acidificada y DO 430/DO 410 se tomaron como indicadores del deterioro sufrido por los briofitos, entre otras variables. Ambos índices tienen relación con la proporción de feopigmentos en los tejidos respecto a la clorofila, y mostraron buenas correlaciones entre sí.

MATERIAL Y METODOS

Recolección y trasplante

Los briofitos sobre los que se realizó la experiencia (la hepática *Jungermannia* cf. *exsertifolia* Steph. ssp. *cordifolia* (Dum.) Vaña y los musgos *Fontinalis antipyretica* Hedw. y *Brachythecium rivulare* B.S.G.) fueron recolectados en Mayo de 1986 en el arroyo de los Senestillos, cerca de Pajares (La Rioja), a 1350 m de altitud en la cuenca alta del río Lumbreras, afluente del Iregua. Crecían sobre arcillas arenosas y cuarzarenitas de la facies Purbeck-Weald (Jurásico y Cretácico), y estaban completamente sumergidos. El material recogido fue rápidamente trasplantado a la estación libre de contaminación (Villanueva de Cameros, 900 m de altitud) y a la contaminada (Alberite,

440 m), introduciendo cada especie por separado en bolsas construidas con malla de plástico verde suficientemente laxa para evitar un déficit excesivo de radiación luminosa. Cada grupo de 3 bolsas se fijaba mediante hilo de pita a un mástil metálico, y éste era clavado en el lecho del río de manera que las bolsas, arrastradas por la corriente, se mantuviesen a una profundidad aproximada de 20 cm. En cada estación se colocó un número de mástiles suficiente para realizar una recolecta semanal durante un mínimo de 10 semanas (12 Mayo - 13 Julio de 1986). El procedimiento es el de Benson-Evans y Williams (1976) modificado. Los lugares seleccionados para el transplante en Alberite y Villanueva se eligieron teniendo en cuenta criterios de similaridad de condiciones ambientales (luminosidad, velocidad de corriente), accesibilidad y prevención de destrucción deliberada del montaje.

Cálculo de los índices de feofitinización

El material trasplantado era transportado semanalmente al laboratorio en nevera portátil a 5°C de temperatura, y era lavado en agua destilada y almacenado en oscuridad a 5°C. Dentro de las 24 horas siguientes a la recolección, se seleccionaban los 4 cm. finales de los tallos de Fontinalis, las ramificaciones del año en Brachythecium y los tallos completos de Jungermannia. Se hidrataba completamente el tejido, se eliminaba el agua sobrante con papel de filtro y se pesaban aproximadamente 80 mg. de la primera especie y 150 mg. de las otras dos. Estas cantidades de material eran molidas en mortero manualmente, con 5 ml. de acetona al 80% mantenida a 4°C. El extracto se filtraba por GF/C Whatman, y se medían las absorbancias a 665, 430 y 410 nm. en un espectrofotómetro Spectronic 2000 de Bausch & Lomb. A los 15 minutos tras acidificar el extracto con HCl 1N y agitar (Lorenzen, 1967), se volvía a medir la absorbancia a 665 nm. Se realizaron tres réplicas de cada muestra. Todo el proceso se llevaba a cabo en un ambiente de baja iluminación, para prevenir la foto-oxidación de los pigmentos.

Análisis de aguas

Fueron realizados con muestras tomadas semanalmente de forma paralela a las recolecciones de briofitos en Villanueva y Alberite, y dentro de las 24 horas siguientes a su recogida. Los análisis comprendían un total de 20 parámetros físico-químicos habituales. La temperatura se medía "in situ".

Tratamiento estadístico

Se aplicaron tests de significación de las medias para establecer las diferencias significativas a tres niveles diferentes (5%, 1% y 1 por mil). Los datos se procesaron con un ordenador Apple.

Nomenclatura taxonómica

Para los musgos se siguió a Casas (1981) y para las hepáticas a Duell (1983).

RESULTADOS

Con respecto a la caracterización físico-química de las estaciones de trasplante, Villanueva se establecía como una estación poco mineralizada (conductividad entre 77 y 128 $\mu S.cm^{-1}$ en el periodo muestreado) y libre de contaminación (DBO_5 entre 0,5 y 2,5 $mg.l^{-1}$). Alberite mostraba una mineralización acusada (298-756 $\mu S.cm^{-1}$) y sufría episodios de contaminación orgánica, como en general ocurre en los cursos bajos de los principales ríos rioja-

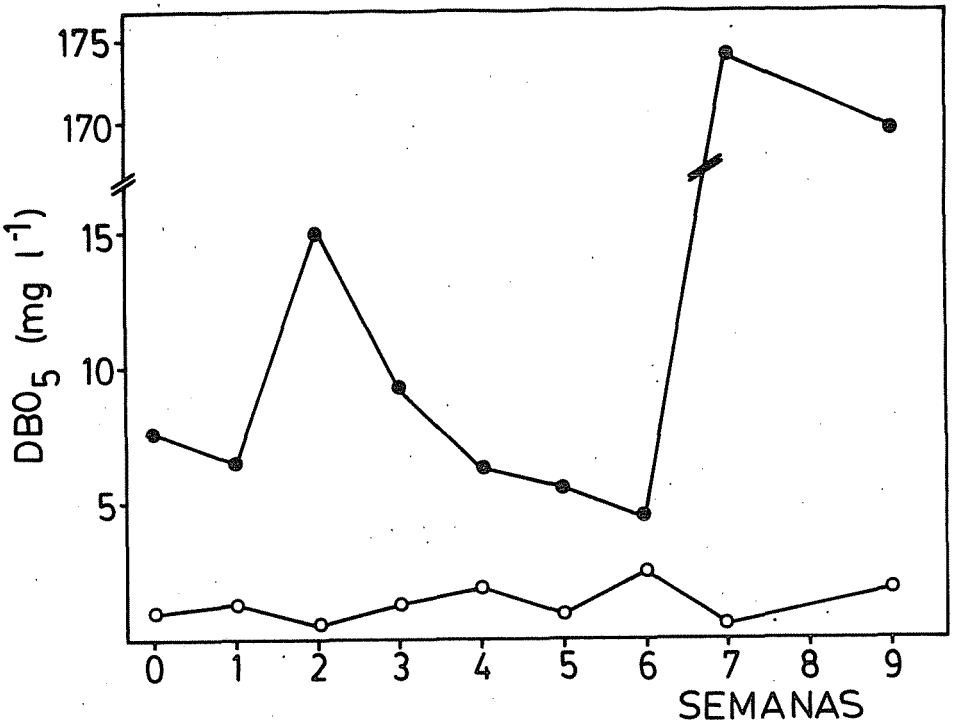


Fig. 1.- Evolución de la BDO_5 en el período muestreado en la estación contaminada (Alberite,●) y pura (Villanueva,○).
Changes in BOD_5 in the sampled period, at the polluted (Alberite, ●) and control stations (Villanueva,○).

nos (ATP, 1984). La mineralización de Alberite provino de dos fuentes: el aporte de cationes del sustrato geológico que atraviesa el río desde Villanueva (calizas del Jurásico y conglomerados terciarios, en su mayor parte), y el abonado de las importantes huertas y cultivos de las vegas del río aguas arriba de Alberite. La evolución de la DBO_5 queda reflejada en la Fig. 1. Mostró en Alberite un máximo relativo en la semana 2 con 15,1 $mg.l^{-1}$, y un máximo absoluto en las semanas 7 y 9 con valores en torno a 170 $mg.l^{-1}$.

El índice DO 665/DO 665 acidificado mostró unos valores iniciales (semana 0, material recolectado en Pajares y no trasplantado) de 1,469 en Jungermannia, 1,540 en Fontinalis y 1,466 en Brachythecium (Fig. 2-4). En la estación de Villanueva, el índice se mantuvo en general por encima de estos valores, sin grandes variaciones a lo largo del tiempo. En Alberite, Jungermannia registró un significativo aumento en la semana 1, para descender fuertemente en la 2 y 3 (1,279), recuperarse en el período 4-6 (1,430) y volver a caer posteriormente (mínimo de 1,148). En Fontinalis y Brachythecium, el cociente conservó sus registros iniciales o los incrementó ligeramente hasta las semanas finales, en las que bajó significativamente.

El índice DO 430/DO 410 valía inicialmente 1,282 en Jungermannia, 1,360 en Fontinalis y 1,310 en Brachythecium (Fig. 2-4). La evolución en el tiempo es muy similar al anterior índice, con un rango de variación parecido (en torno a 0,5 unidades) y coeficientes de variación muy bajos, en general

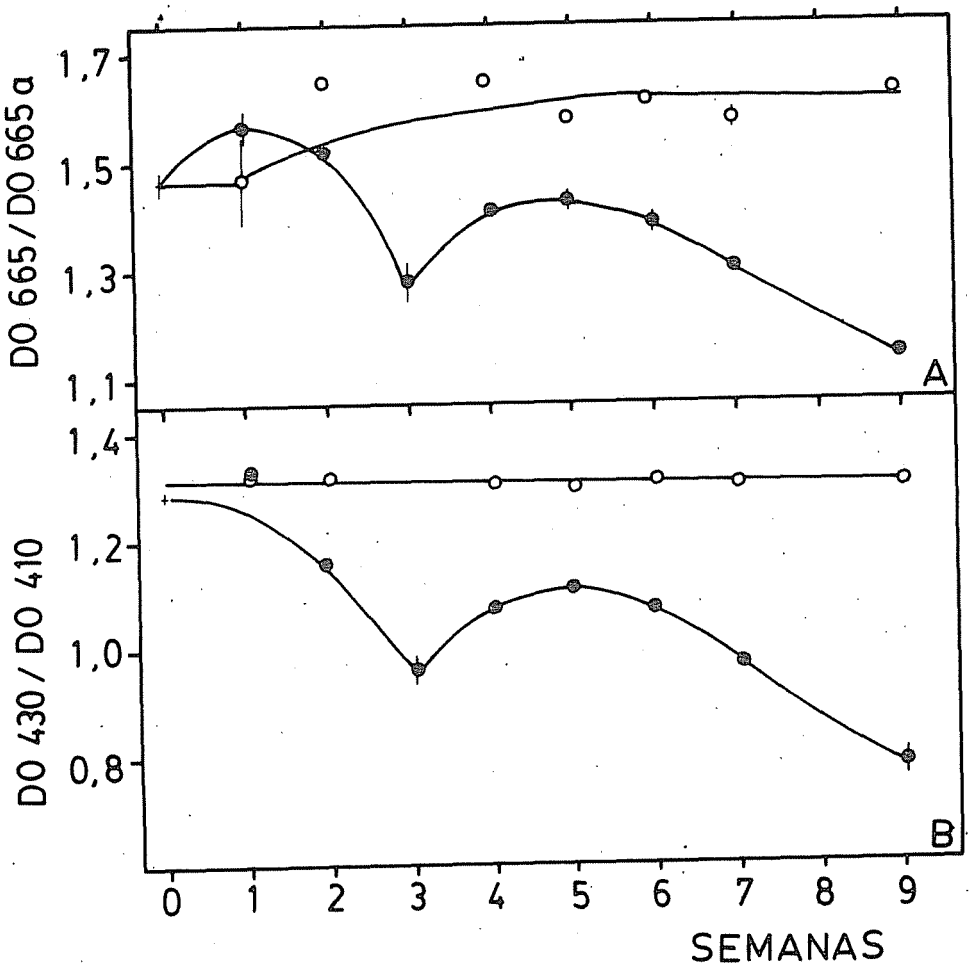


Fig. 2.- Cambios de los índices DO 665/DO 665 acidificado (A) y DO 430/DO 410 (B) en la estación contaminada (Alberite,●) y pura (Villanueva,○) para Jungermannia cf. exsertifolia ssp. cordifolia. Cada valor es media de tres, y se representan los errores típicos..
Changes in OD 665/OD 665 acidified ratio (A) and in OD 430/OD 410 ratio (B) at the polluted (Alberite,●) and control stations (Villanueva,○) for Jungermannia cf. exsertifolia ssp. cordifolia. Each value is the mean of three, and standard deviation values are given.

menores al 5%. En Villanueva todas las especies conservaron dichos valores durante todo el experimento. En Alberite, Jungermannia llegó a un mínimo relativo en la semana 3 (0,948) y al mínimo absoluto en la 9 (0,774), con descensos y recuperaciones significativas al 1 por mil. Brachythecium y Fontinalis mantuvieron los cocientes iniciales hasta la semana 6, con resultados significativamente más bajos que en Villanueva en el primero pero no en el segundo; sin embargo, a partir de la semana 7 se observó un acusado descenso en ambas especies, hasta mínimos de 1,131 y 0,902, respectivamente.

Las correlaciones entre las medias semanales de ambos índices en la estación contaminada fueron de 0,95 en Jungermannia y 0,98 en Fontinalis, pe-

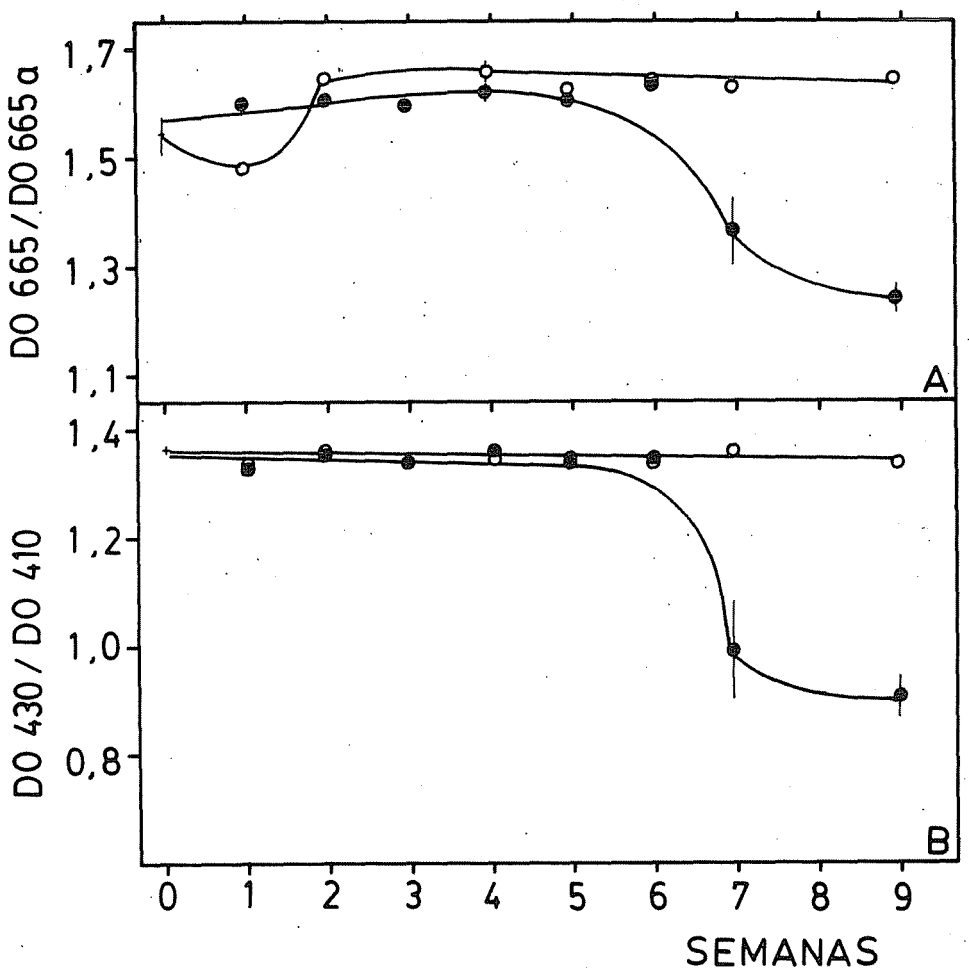


Fig. 3.- Cambios de los índices DO 665/DO 665 acidificado (A) y DO 430/DO 410 (B) en la estación contaminada (Alberite,●) y pura (Villanueva,○) para Fontinalis antipyretica. Cada valor es media de tres, y se representan los errores típicos.
Changes in OD 665/OD 665 acidified ratio (A) and in OD 430/OD 410 ratio (B) at the polluted (Alberite,●) and control stations (Villanueva,○) for Fontinalis antypyretica. Each value is the mean of three, and standard deviation values are given.

ro sólo de 0,33 en Brachythecium. En Villanueva las correlaciones son muy bajas.

DISCUSION

En la extracción de pigmentos se ha preferido la acetona al 80% que otros métodos recientemente desarrollados para briofitos, como el dimetilsulfóxido (Alpert, 1984; Raeymaekers, 1986 a y b), por la mayor información disponible para el primero en cuanto a comportamiento de los pigmentos extraídos.

La cuantificación de pigmentos de degradación de las clorofilas ha

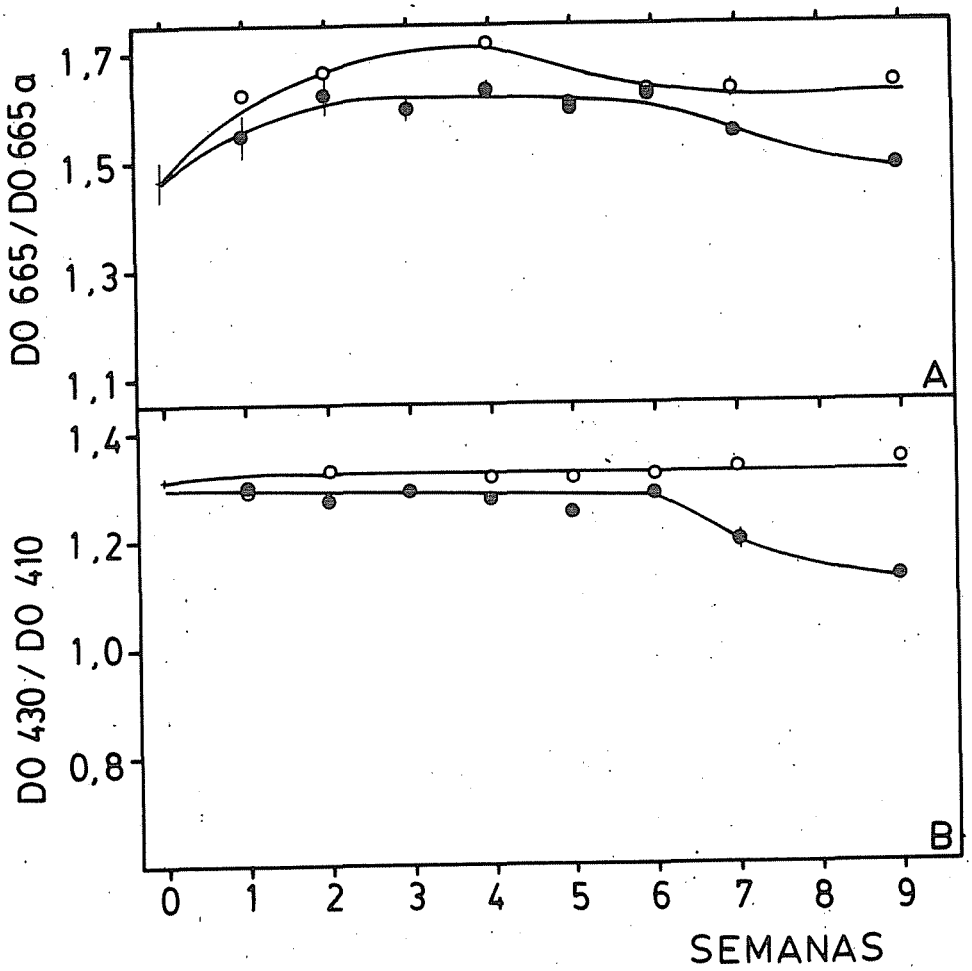


Fig. 4.- Cambios de los índices DO 665/DO 665 acidificado (A) y DO 430/DO 410 (B) en la estación contaminante (Alberite,●) y pura (Villanueva,○) para Brachythecium rivulare. Cada valor es media de tres, y se representan los errores típicos.
Changes in OD 665/OD 665 acidified ratio (A) and in OD 430/OD 410 ratio (B) at the polluted (Alberite,●) and control stations (Villanueva,○) for Brachythecium rivulare. Each value is the mean of three, and standard deviation values are given.

sido una técnica ampliamente usada en la estimación de la vitalidad de poblaciones de fitoplancton, líquenes, briofitos y plantas superiores. Fundamentalmente se han descrito ecuaciones para el cálculo de feofitina a (Lorenzen, 1967), pigmento marrón producto de la degradación de clorofila a, mediante acidificación del extracto en diversos disolventes, forzando la sustitución del Mg quelado en la molécula de clorofila por dos protones. Las feofitinas tienen su máximo de absorción en el azul a longitudes de onda más cortas (410-415 nm frente a los aproximadamente 435 de las clorofilas), y el máximo en el rojo ligeramente hacia longitudes de onda más largas (diferencia de 1-5 nm), según señala Vernon (1960). Sin embargo, al acidificar extractos de vegetales con clorofilas a y b, aparecen sus dos feofitinas correspondientes,

con lo que existe una mezcla de al menos cuatro pigmentos (Vernon, 1960), con la añadida dificultad de que las velocidades de feofitinización de ambas clorofilas son diferentes (Laval-Martin, 1985). De aquí el riesgo de utilizar tan sólo el contenido en feofitina a de las muestras como indicador de vitalidad, y la cautela con que sería deseable aplicar las diversas ecuaciones para obtener los contenidos en clorofilas, pues en extractos con feofitinas se estarán invariablemente sobreestimando las clorofilas (Laval-Martin, 1985). Por otra parte, una acidificación excesiva provoca la degradación ulterior de las feofitinas hacia feoforbidas u otros productos más simples (Goodwin, 1965; Holm-Hansen y Riemann, 1978), registrándose resultados absurdos al aplicar las ecuaciones de Lorenzen (1967).

Los índices pigmentarios utilizados en el presente trabajo sólo poseen un valor comparativo, pero no se ven alterados por algunas de las dificultades descritas. El índice DO 430/DO 410 se calcula sin someter a la muestra al proceso de acidificación, aprovechando los diferentes máximos de absorción de las clorofilas y sus correspondientes feofitinas en el azul, aunque en esa zona del espectro pueden interferir los carotenoides (Ronen y Galun, 1984). Al cociente DO 665/DO 665 acidificado puede afectarle un exceso de ácido, obteniéndose valores superiores a los reales, y quizá sea esa la causa de las bajas correlaciones encontradas entre ambos índices en algunos casos.

Los dos cocientes procuran información sobre la vitalidad de las poblaciones de briofitos y sobre los efectos de la contaminación orgánica en Alberite, donde las correlaciones obtenidas entre ambos índices son muy altas en Jungermannia y Fontinalis, así como las correlaciones entre la DBO_5 y ambos índices (mayores que 0.95 en Fontinalis y alrededor de 0.70 en Jungermannia). En Brachythecium sólo la DO 430/DO 410 muestra correlación con la DBO_5 (0.91), por lo que hay que pensar en un exceso de acidificación en la obtención del otro cociente en esta especie. Correlaciones similares a las descritas se observaron, en la estación contaminada, entre ambos índices y la DBO_5 acumulada en el tiempo. De aquí pues se ratifica la utilidad de los cocientes experimentados en la monitorización de la contaminación orgánica en ríos. Peñuelas (1984 a) ya advirtió la adecuación óptima del índice DO 665/DO 665 ac. para esta aplicación, y también lo utilizó en la estimación de los efectos de la emersión de briofitos acuáticos y la inmersión de terrestres (Peñuelas, 1984 b), pero no experimentó con el cociente DO 430/DO 410, que resulta igualmente siginificativo y más cómodo de obtener. Sin embargo, Rabe y Kreeb (1980) encuentran preferible la concentración de clorofila a en estudios de contaminación atmosférica sobre plantas superiores, que las concentraciones de feofitinas. Los métodos aplicados a cada caso dependerán pues del vegetal y la contaminación que se deseen estudiar.

En Villanueva las correlaciones entre ambos índices son bajas, pero la interpretación de sus resultados en el tiempo es similar: prácticamente no hay alteraciones en la vitalidad inicial de las especies, lo que asegura que los briofitos utilizados soportan bien los trasplantes y pueden considerarse como poblaciones-control. Los índices también mostraron en Villanueva bajas correlaciones con la DBO_5, por lo que se infiere que en esta estación son otros factores distintos de la contaminación orgánica los que influyen en la evolución de los índices en el tiempo.

Ambos cocientes son capaces de discriminar la diferente sensibilidad de las especies a la contaminación orgánica: Jungermannia es la especie más sensible, ya que acusa el primer episodio de contaminación en Alberite, aunque se recupera posteriormente para caer definitivamente en la segunda conta-

minación, mucho más severa y prolongada, y originada por la apertura de un nuevo punto de vertido de aguas residuales directamente al río, unos 50 m. aguas arriba del lugar donde estaban situados los trasplantes. Fontinalis (Peñuelas, 1984 a) y Brachythecium son más resistentes, y sólo se deterioran en la segunda contaminación. Esta diferente sensibilidad puede relacionarse con la menor capacidad de regulación de la hepática frente a los musgos, influida por su mayor simplicidad estructural, su forma de crecimiento formando densos céspedes (que pueden albergar más material particulado que los tallos individualizados y flexibles de Fontinalis), y la disposición de sus hojas, desplegada frente a la imbricación de los filidios de los musgos. El efecto de la morfología de los briofitos y líquenes sobre la absorción de materiales ya fue apuntada por Rao y col. (1977) en relación con la contaminación atmosférica, encontrando que los factores más importantes eran la densidad de población, la forma de crecimiento y las propiedades de la cutícula.

Los índices descritos, pues, revelan su utilidad en la monitorización de la contaminación orgánica en ríos, y las correlaciones encontradas entre ambos índices (DO 665/DO 665 acidificada y DO 430/DO 410), y también con la DBO_5, permiten proponer el segundo como más cómodo en su utilización que el primero e igual de efectivo, cuando no se requieran contenidos totales de feofitinas.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero reconocimiento al Instituto de Estudios Riojanos, del cual es becario J.M.A., así como a Ana Martínez de Mingo (Laboratorio Químico de Navarra) por los análisis de agua.

BIBLIOGRAFIA

ALPERT, P. 1984. Analysis of chlorophyll content in mosses through extraction in DMSO. Bryologist 87 (4): 363-365.

ATP, S.A. 1984. Bases para un plan de saneamiento y recuperación de los afluentes del Ebro en la Comunidad Autónoma de la Rioja (no publicado).

BEEKLEY, P.K.; HOFFMAN, G.R. 1981. Effects of sulfur dioxide fumigation on photosynthesis, respiration and chlorophyll content of selected lichens. Bryologist 84 (3): 379-389.

BELTMAN, I.M.; DE KOK, L.J.; KUIPER, J.C.; VAN HASSELT, P.R. 1980. Fatty acid composition and chlorophyll content of epiphytic lichens and a posible relation to their sensitivity to air pollution. Oikos 35 (3): 321-326.

BENSON-EVANS, K.; WILLIAMS, P.F. 1976. Transplanting aquatic bryophytes to assess river pollution. J. Bryol. 9: 81-92.

BROWN, D.H. 1984. Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring.- En: DYER, A.F. y DUCKETT, J.G. (eds.), The experimental biology of Bryophytes, Ac. Press. pp. 229-256.

CASAS SICART, C. 1981. The Mosses of Spain. An annotated check- list. Treballs de l'Institut Botànic de Barcelona, 7: 1-58.

DUELL, R. 1983. Distribution of the European and Macaronesian Liverworts (Hepaticophytina), Bryologische Beitraege 2: 1-115.

EMPAIN, A. 1973. La vegetation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre belge; son determinisme ecologique et ses relations avec des pollutions des eaux. Lejeunia 69: 1-58.

- 1978. Relations quantitatives entre les populations de bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Definition d'un indice de qualite des eaux. Hydrobiologia, 60: 49-74.

GOODWIN, T.W. 1965. Chemistry and Biochemistry of Plant Pigments. Ac. Press.

HOLM-HANSEN, O.; RIEMANN, B. 1978. Chlorophyll a determination: improvements in methodology. Oikos 30: 438-447.

HUTCHINSON, G.E. 1975. A treatise on Limnology, vol. III. Limnological Botany. John Wiley & Sons.

JONES, K.C. 1985. Gold, silver and other elements in aquatic bryophytes from a mineralized area of North Wales, U.K. J. Geochemical Exploration, 24: 237-246.

KIRCHMANN, R.; LAMBINON, J. 1973. Bioindicateurs vegetaux dè la contamination d'un cours d'eau par les effluents d'une centrale nucleaire a eau pressurisee. Bull. Soc. R. Bot. Belg. 106 (2): 187-201.

LAVAL-MARTIN, D.L. 1985. Spectrophotometric method of controlled pheophytinization for the determination of both chlorophylls and pheophytins in plant extracts. Anal. Biochem. 149 (1): 121-129.

LEBLANC, F.; RAO, D.N. 1975. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes. En: MUDD, J.B. y KOZLOWSKI, T.T. (eds.). Responses of plants to air pollution, Ac. Press, pp. 237-272.

- y DE SLOOVER. 1970. Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can.J.Bot. 48:1485-1496.

LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanog. 12: 343-346.

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona.

MAUREL-KERMARREC, A.; PALLY, M.; FOULQUIER, L.; HEBRARD, J.P. 1983. Cinetique de la fixation d'un melange de Cesium 137, de Chrome 51, de Cobalt 60, de Manganese 54 et de Sodium 22 par Platyhypnidium riparioides (Hedw.) Dix. Cryptog. Bryol. Lichenol. 4 (4): 299-313.

MUHLE, H. 1984. Moose als Bioindikatoren. En: SCHULTZE-MOTEL, W. (ed.) Advances in Bryology, vol. 2, J. Cramer, Vaduz, pp. 65-89.

PEÑUELAS, J. 1984 a. Pigments of aquatic mosses of the river Muga, NE Spain, and their response to water pollution. Lindbergia 10: 127-132.

- 1984 b. Pigment and morphological response to emersion and immersion of some aquatic and terrestrial mosses in NE Spain. J. Bryol. 13: 115-128.

- y CATALAN, J. 1983. Distribution longitudinale des bryophytes d'un fleuve mediterraneen du NE de l'Espagne: le Fluvià. Anals. Limnol. 19 (3): 179-185.

RABE, R.; KREEB, K.H. 1980. Bioindication of air pollution by chlorophyll destruction in plant leaves. Oikos 34 (2): 163-167.

RAEYMAEKERS, G. 1986 a. Chlorophyll extraction in mosses through DMSO. Bryol. Times, 38: 4-5.

- y LONGWITH, J.E. 1986 b. The use of DMSO as a solvent to extract chlorophyll from mosses. Acta Bot. Hung. (en prensa).

RAO, D.N. 1982. Responses of bryophytes to air pollution. En: SMITH, A.J.E. (ed.), Bryophyte Ecology, Chapman & Hill, pp. 445-472.

- y LEBLANC, F. 1965. Effects of sulfur dioxide on the lichen alga, with special reference to chlorophyll. Bryologist, 69: 69-75.

-; ROBITAILLE, G.; LEBLANC, F. 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. J. Hattori Bot. Lab. 42: 213-239.

RONEN, R.; GALUN, M. 1984. Pigment extraction from lichens with dimethyl sulfoxide (DMSO) and estimation of chlorophyll degradation. Env. Exp. Bot. 24 (3): 239-245.

SAROSIEK, J.; KAMINSKI, R.; SZCZERBINSKI, K. 1980. Radiosensitivity of the moss Drepanocladus aduncus. Acta Soc. Bot. Pol. 49 (4): 511-526.

SAY, P.J.; WHITTON, B.A. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses: 1. Fontinalis antipyretica. Hydrobiologia 100 (0): 245-260.

SLACK, N.G.; GLIME, J.M. 1985. Niche relationships of mountain stream bryophytes. Bryologist 88 (1): 7-18.

VERNON, L.P. 1960. Spectrophotometic determination of chlorophylls and pheophytins in plant extracts. Anal. Chem. 32: 1144-1150.

VRHOVSEK, D.; MARTINCIC, A.; KRALJ, M. 1981. Evaluation of the polluted Savinja River, Slovenia, Yugoslavia, with the help of macrophytes. Hydrobiologia, 80 (2): 97-110.

-; MARTINCIC, A.; KRALJ, M. 1984. The applicability of some numerical methods and the evaluation of Bryophyta indicator species for the comparison of the degree of pollution between 2 rivers. Arch. Hydrobiol. 100 (4): 431-444.

WEHR, J.D.; EMPAIN, A.; MOUVET, C.; SAY, P.J.; WHITTON, B.A. 1983. Methods for processing aquatic mosses used as monitors of heavy metals. Water Res. 17 (9): 985-992.

- y WHITTON, B.A. 1983 a. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2. Rhynchostegium riparioides. Hydrobiologia, 100 (0): 261-284.

- y WHITTON, B.A. 1983 b. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 3. Seasonal changes. Hydrobiologia 100 (0): 285-292.

EFECTO DE LA CONTAMINACION URBANA E INDUSTRIAL DE LA COMARCA DE PAMPLONA SOBRE EL RIO ARGA. III. OLIGOQUETOS Y QUIRONOMIDOS.

Luis HERRERA, Mª Lourdes JIMENEZ y Mª Teresa JIMENEZ

Departamento de Zoología. Universidad de Navarra. 31080 PAMPLONA

Palabras clave : Oligoquetos, quironómidos, sistemática.

SUMMARY

THE EFFECTS OF URBAN AND INDUSTRIAL POLLUTION OF THE DISTRICT OF PAMPLONA ON THE ARGA RIVER. III. OLIGOCHAETES AND CHIRONOMIDS.

Key words : Oligochaetes, chironomids, taxonomy.

Nine sites on the Arga River (Burlada-Larraga track) were sampled for a year. The abundance and diversity of the benthic macroinvertebrates were studied. A table for the total number of specimens per square meter; a taxonomic approach; the spatial and seasonal distribution; and the presence/absence parameters, are given for both oligochaetes and chironomids.

INTRODUCCION

El presente trabajo forma parte del Estudio de Seguimiento de la Contaminación del río Arga (Burlada-Larraga) realizado entre Mayo de 1984 y Junio de 1985. En este informe se detalla la localización de los puntos de muestreo (HERRERA et al., 1985). Se estudia la Clase Oligochaeta y la Familia Chironomidae por considerar, que aún formando una gran parte de la biomasa acuática, han sido objeto de pocos estudios específicos.

MATERIAL Y METODOS

Han sido muestreadas nueve localidades del tramo Burlada-Larraga con una periodicidad estacional. Se ha recolectado un metro cuadrado de sustrato del río mediante una manga Surber (HERRERA et al., 1986).

RESULTADOS Y DISCUSION

1. Relación cuantitativa de macroinvertebrados bentónicos.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 299-305

Fig. 1. Representación cuantitativa del logaritmo neperiano del número de individuos de cada uno de los grupos de macroinvertebrados.
Quantitative representation of the natural logarithm of the number of specimens of each of the following macroinvertebrate groups.
P, Plecoptera; E, Ephemeroptera; T, Trichoptera; Me, Megaloptera; C, Coleoptera; D, Diptera; Cr, Crustacea; M, Mollusca; O, Oligochaeta; H, Hirudinea; Ht, Heteroptera; Od, Odonata.

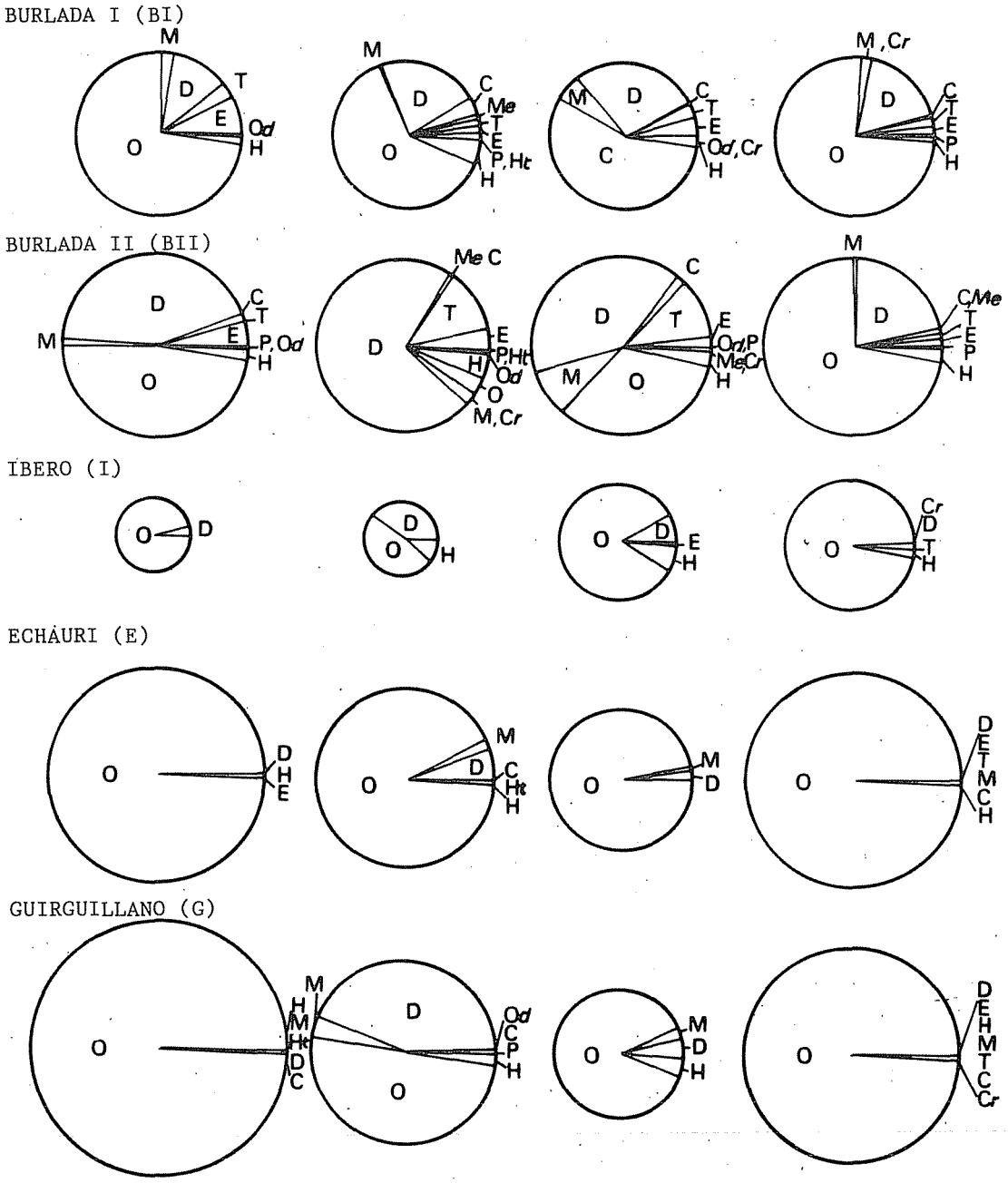
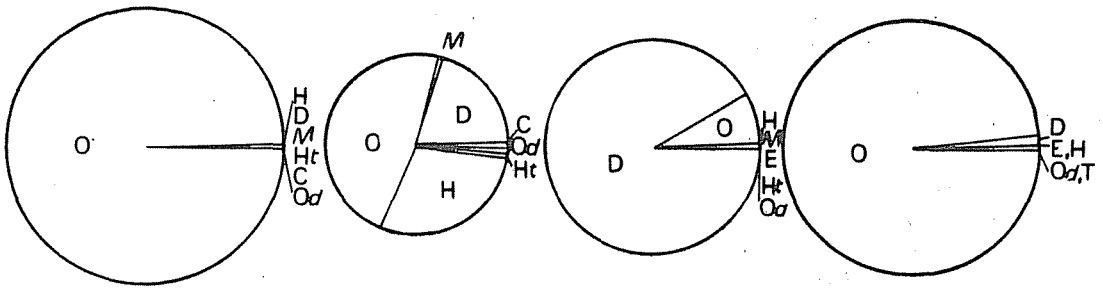
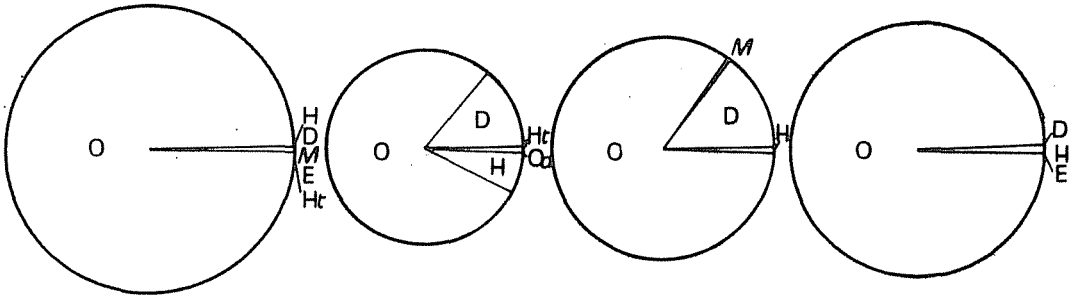


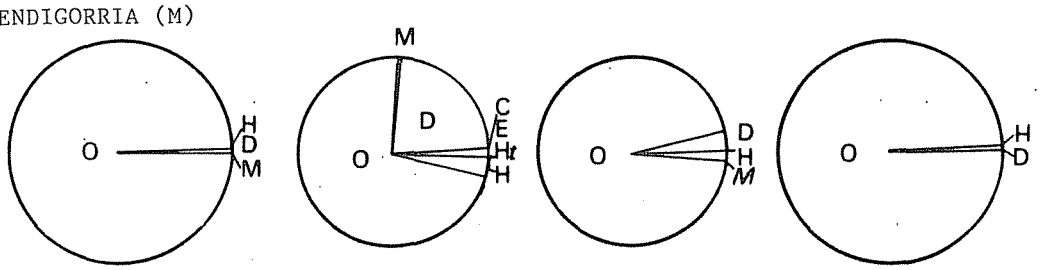
Fig. 1. (Continuación)
PUENTE LA REINA I (PI)



PUENTE LA REINA II (PII)



MENDIGORRIA (M)



LARRAGA (L)

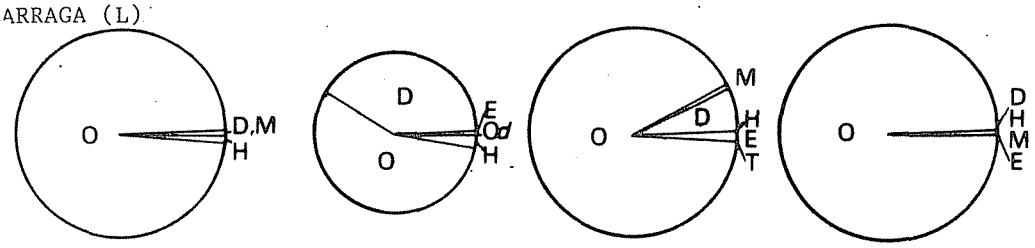


Tabla 1. Total individuos/m^2

	BI	BII	I	E	G	PI	PII	M	L
Oligochaeta									
Primavera	1.058	1.991	23	13.318	70.100	92.207	125.260	6.868	4.383
Verano	484	63	13	2.585	1.524	718	2.159	1.474	348
Otoño	447	1.138	129	516	188	542	6.592	2.021	3.880
Invierno	932	1.428	341	14.091	18.736	25.595	24.874	7.936	6.592
Chironomidae									
Primavera	165	1.780	0	9	2	3	24	5	30
Verano	172	1.376	3	112	1.335	366	339	462	252
Otoño	213	1.214	11	9	11	6.329	1.128	72	281
Invierno	221	419	0	31	110	798	151	416	85

Tabla 2 - Distribución de los Oligoquetos acuáticos del río Arga, entre Burlada y Larraga.

Distribution of aquatic Oligochaetes in the Arga river, between Burlada and Larraga.

BI-BII, Burlada I-II; I, Ibero; E, Echauri; G, Guirguillano; PI-PlI, Puente la Reina I-II; M, Mendigorría; L, Larraga.

Primavera - Spring
Verano - Summer
Otoño - Autumn
Invierno - Winter

	BI	BII	I	E	G	PI	PII	M	L
F. ENCHYTRAEIDAE									
Enchytraeus sp.									
Lumbricillus sp.									
F. LUMBRICIDAE									
Eiseniella tetraedra									
F. LUMBRICULIDAE									
Bythonomus lemani									
Stylodrilus parvus									
F. NAIDIDAE									
Chaetogaster diaphanus									
Chaetogaster limnaei									
Nais barbata									
Nais bretscheri									
Nais communis									
Nais christinae									
Nais elinguis									
Nais pardalis									
Ophidonais serpentina									
F. TUBIFICIDAE									
Limnodrilus claperedeianus									
Limnodrilus hoffmeisteri									
Limnodrilus udekemianus									
Limnodrilus inmaduros									
Psammoryctides barbatus									
Rhyacodrilus coccineus									
Tubifex tubifex									

Tabla 3 - Distribución de los Dípteros Quironómidos del río Arga, entre Burlada y Larraga.
Distribution of Diptera Chironomids in the Arga river, between Burlada and Larraga.
BI-BII, Burlada I-II; I, Ibero; E, Echauri; G, Guirguillano; PI-PII, Puente la Reina I-II; M, Mendigorría; L, Larraga.

Primavera - Spring Verano - Summer

Otoño - Autumn Invierno - Winter

	BI	BII	I	E	G	PI	PII	M	L
SUBF. TANYPODINAE									
Ablabesmyia spp.									
Conchapelopia spp.									
SUBF. DIAMESINAE									
Diamesa sp.									
SUBF. PRODIAMESINAE									
Prodiamesa olivacea									
SUBF. ORTHOCLADIINAE									
Brillia spp.									
Cricotopus gr. bicinctus									
Cricotopus gr. trifascia									
Cricotopus gr. sylvestris									
Dicrotendipes spp.									
Diplocladius sp.									
Eukiefferiella claripennis									
Eukiefferiella gr. devonica									
Nanocladius sp.									
Orthocladius (Orth.) spp.									
Parametriocnemus spp.									
Parakiefferiella sp.									
Pseudosmittia spp.									
Rheocricotopus spp.									
Smittia spp.									
Tvetenia spp.									
SUBF. CHIRONOMINAE									
T. CHIRONOMINI									
Chironomus gr. thummi									
Microtendipes spp.									
Parachironomus gr. arcuatus									
Paratendipes spp.									
Phaenopsectra spp.									
Polypedilum spp.									
Stictochironomus spp.									
T. TANYTARSINI									
Micropsectra spp.									
Paratanytarsus spp.									
Rheotanytarsus spp.									
Virgatanytarsus sp.									

Se ha representado el diámetro de cada circunferencia como el logaritmo neperiano del número de individuos para cada localidad y para cada estación del año. Los sectores, expresados en grados, representan la diversidad de grupos para cada una de las localidades. En alguno de ellos, dado el número tan bajo de individuos, aparecen varios grupos acumulados en orden decreciente de abundancia.

La diversidad es máxima en las localidades de Burlada I y Burlada II a lo largo del año, donde aparecen representados casi todos los grupos faunísticos. Por ejemplo, los plecópteros que no vuelven a encontrarse en ninguna localidad del tramo estudiado, o grupos con cierta inportancia como efímeras y tricópteros. La relación diversidad/datos físico-químicos puede verse representada mediante los índices bióticos que se expresan en un trabajo previo (HERRERA et al., 1986). En Ibero, la diversidad es mínima con tres grupos faunísticos dominantes (oligoquetos, dípteros e hirudíneos), así como gran cantidad de Sphaerotilus que da idea de la baja calidad del agua en esta localidad.

En las restantes localidades (Echauri, Guirguillano, Puente la Reina I y II, Mendigorría y Larraga) se observa una ligera mejora en su diversidad. En verano y otoño, las poblaciones son cuantitativamente menores, aumentando dípteros (98% corresponden a quironómidos) e hirudíneos en detrimento de los oligoquetos, los cuales son máximos en otras estaciones del año.

Los grupos dominantes para todas las localidades son los oligoquetos y dípteros (básicamente quironómidos). En la Tabla 1, se puede apreciar que los oligoquetos predominan en primavera e invierno, a diferencia de los quironómidos que tienen importancia en las localidades de Burlada II (facies lótica) en casi todo el año, y en Puente la Reina I en otoño debido a la importancia de la población de Chironomus gr. thummi.

2. Distribución longitudinal y estacional.

Se han estudiado cualitativamente los oligoquetos y quironómidos, indicando la presencia de especies para cada estación del año. Para los quironómidos se trabajó con larvas, lo que impedía una determinación específica de los ejemplares.

A la vista de las Tablas 2 y 3, se observa una variabilidad máxima de especies en las localidades de Burlada I y II, y mínima en Ibero tanto para oligoquetos como para quironómidos. Estos valores coinciden con los observados en la diversidad de los grupos de macroinvertebrados (PRAT et al., 1983).

Las especies más representadas de oligoquetos del tramo muestreado presentes durante casi todo el año son : Lumbricillus sp., Nais barbata Müller, Limnodrilus hoffmeisteri Claperède, L. udekemianus Claperède y Tubifex tubifex (Müller). Existen algunas especies de naídidos que aparecen en gran número de localidades pero poco representadas estacionalmente como Ophidonais serpentina (Müller) o Nais christinae Kasprzak. Cabe destacar la ausencia de ejemplares de esta familia en las localidades de Ibero, Echauri y Guirguillano en verano y otoño.

Para quironómidos los taxones dominantes son Chironomus gr. thummi, Orthocladius (O.) spp. y Micropsectra spp. Otros taxones son encontrados sólo en ciertas partes del río como Diamesa sp. localizada en Burlada II

(invierno), característica de zonas altas y limpias; tambien Rheotanytarsus spp. o Brillia spp. Dominan en general, los taxones característicos de partes media y baja del río como Cricotopus gr. sylvestris.

De otro lado, se observa la importancia del cambio estacional. Así, en naídidos y tubifícidos aparece un mayor número de especies en otoño, a diferencia de invierno en que aparecen menos especies en un mayor número de localidades como, Nais elinguis Müller, dato que concuerda con los resultados de GIANI Y MARTINEZ-ANSEMIL (1981) para el río Argens.

En quironómidos Polypedilum spp. aparece en Burlada I y II, y vuelve a localizarse en invierno, cuando las condiciones del río mejoran en estaciones más contaminadas (considerada intolerante por WILSON & McGILL, 1982) o Parachironomus gr. arcuatus que se localiza casi exclusivamente en verano.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se realizó mediante un proyecto aprobado por el Departamento de Agricultura, Ganaderia y Montes del Gobierno de Navarra. Nuestro agradecimiento al personal técnico del Laboratorio Químico de Navarra y al personal del Negociado de Caza y Pesca del Gobierno de Navarra. Igualmente agradecer a la Dra. Pilar Rodriguez su colaboración en la revisión de las especies de oligoquetos.

BIBLIOGRAFIA

GIANI, N. et MARTINEZ-ANSEMIL, E. 1981. Contribution a la connaissance des Oligochetes aquatiques du bassin de L'Argens (Var, France). Annls. Limnol., 17(2): 121-141.

HERRERA, L., GASTESI, M.J., JIMENEZ, M.L., JIMENEZ, M.T. y ETAYO, V. 1985. Estudio de Seguimiento de la Contaminación del río Arga (Burlada-Larraga). Informe Depart. Zoología. Universidad de Navarra. Pamplona: 145 pp.

HERRERA, L., JIMENEZ, M.L., JIMENEZ, M.T., GASTESI, M.J. and ETAYO, V. 1986 The effects of urban and industrial pollution of the district of Pamplona on the Arga River (Northern Spain). 3rd European Congress of Entomology. Amsterdam: 91-94.

PRAT, N., PUIG, M.A., GONZALEZ, G. and MILLET, X. 1983. Chironomid Longitudinal Distribution and Macroinvertebrate Diversity along the Llobregat River (NE Spain). Mem. Amer. Ent. Soc., 34: 267-278.

WILSON, R.S. and McGILL, J.D. 1982. A practical key of the Genera of Pupal Exuviae of the British Chironomidae. Bristol University Printing Office. Bristol: 62 pp.

CONTAMINACION POR PLOMO, CADMIO Y MERCURIO EN AGUAS Y SEDIMENTOS DEL RIO GUADALQUIVIR

G. ZURERA COSANO, F. RINCON LEON, L.M. POLO VILLAR, M. JODRAL VILLAREJO, R. JORDANO SALINAS y R. POZO LORA

Departamento de Bromatología y Tecnología de los Alimentos. Facultad de Veterinaria. Universidad de Córdoba. Avda. Medina Azahara, 9. 14005 Córdoba.

Palabras clave: Metales pesados, aguas, sedimentos, río Guadalquivir.

SUMMARY

LEAD, CADMIUM AND MERCURY CONTAMINATION IN GUADALQUIVIR RIVER

Key words: Heavy metals, water, sediment, Guadalquivir River.

Heavy metals (Pb, Cd and Hg) were determined in water and sediment samples collected from the Guadalquivir River (Spain). The water samples were analysed by flame atomic absorption spectrophotometry (AAS) after ammonium pyrrolidine dithiocarbamate (APDC) and methyl isobutyl ketone (MIBK) chelation extraction preconcentration for Pb and Cd, and cold vapor atomic absorption spectrophotometry (CVAAS) for Hg.

The low levels of contamination found in general pointed initially to the sole existence of natural sources of contamination but a study of the results seems to indicate the presence of localized areas of industrial and/or urban contamination. The diferentiation of natural and anthropogenic contamination in the Guadalquivir River is discussed.

INTRODUCCION

El uso de indicadores biológicos para el seguimiento de la acumulación y toxicidad ha sido utilizado para estimar el grado de contaminación ambiental por metales pesados en sistemas fluviales específicos(SORENTINO, 1974; PENA y ALBERTO, 1984; RINCON et al., 1986). Sin embargo se han puesto de manifiesto grandes variaciones en las concentraciones de metales pesados en los sistemas biológicos ya señalados (BACHE et al., 1971; SCOTT, 1974; RICHINS and RISSER, 1975; KUDO, 1976; HILDEBRAND et al., 1980). Estas variaciones naturales aumentan la dificultad de comparación entre similares sistemas biológicos de diferentes sistemas fluviales (BULL et al., 1981; RINCON et al., 1987).

El objetivo del presente trabajo es obtener información sobre el nivel de contaminación por plomo, cadmio y mercurio en el río Guadalquivir.

DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO.

La cuenca hidrográfica del río Guadalquivir está enmarcada dentro de la región andaluza (España). Esta región posee, en líneas generales, un escaso nivel de industrialización. No obstante, tradicionalmente se han

considerado determinados focos de contaminación antropogénica por metales pesados. Así por ejemplo, en la margen derecha del río (Figura 1) se encuentra Almaden, con las minas más importantes del mundo del cinabrio; Linares y la Carolina, y Aznalcollar, que desarrollan una actividad minera con extracciones de galena y pirita. Por otra parte una importante industria papelera vierte sus efluentes al río en Mengíbar. Consideraciones aparte merecen los dos núcleos urbanos más importantes, situados en las márgenes del río, como son Córdoba y Sevilla.

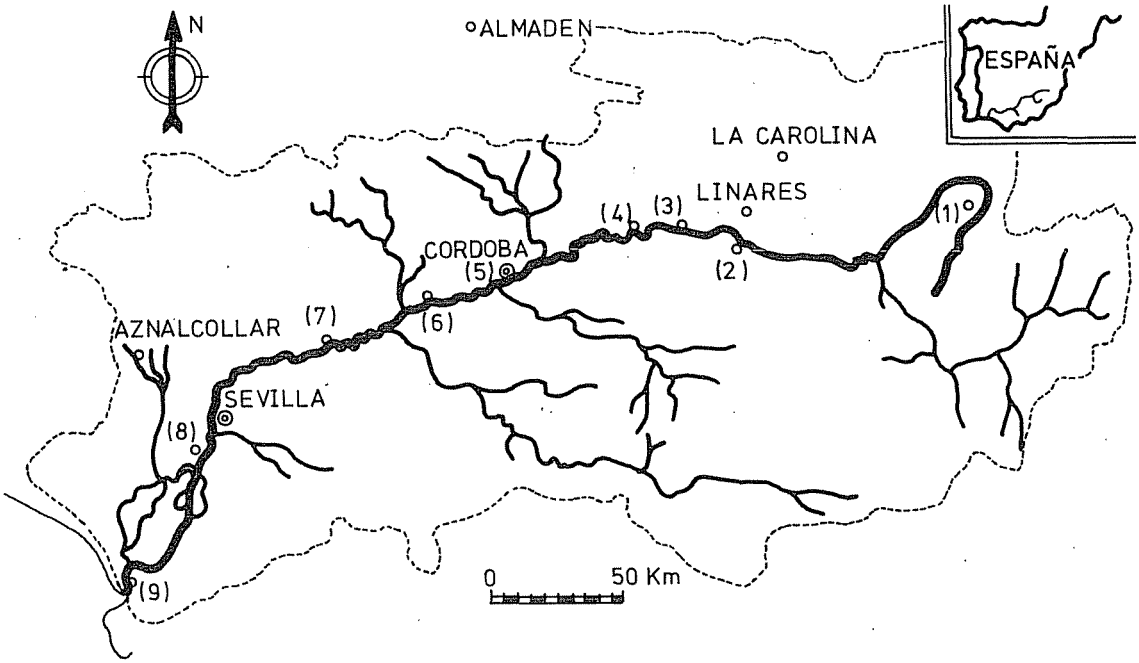


Fig.1.- Localización geográfica de los puntos de muestreo (1 a 9).

Próximo a la cabecera del río y situado en la falda de la Sierra de Cazorla se encuentra Mogón, primer punto de muestreo, cuyo nivel de trazas de metales encontrados la hemos considerado como línea base, ya que esta zona está libre de la influencia de alguna posible fuente de contaminación de origen antropogénico de importancia.

MATERIAL Y METODOS

Material.

Para la recogida de muestras, el curso del río fué dividido en nueve puntos de muestreo (Figura 1): Mogón (1), Mengíbar (2), Andújar (3), Villa del Río (4), Córdoba (5), Posadas (6), Lora del Río (7), Coria del Río (8) y Sanlúcar de Barrameda (9).

Las muestras de aguas y sedimentos fueron recogidas en los meses de Octubre-83, Diciembre-83, Marzo-84, Abril-84 y Junio-84. Todas las muestras fueron recogidas en botes de polietileno y llevadas al laboratorio en

recipientes aislados térmicamente.

Todas las muestras fueron recogidas a 2-3 metros de la orilla; las aguas, superficialmente, y los sedimentos con la ayuda de una draga de muestreo tipo Van Veen.

Cada muestra fué tomada y analizada por triplicado, de manera que se realizaron un total de 135 análisis de cada uno de los metales objeto de estudio, en cada uno de los sustratos investigados (agua y sedimentos).

Todas las determinaciones se hicieron por E.A.A. utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer modelo 2380 acoplando, en el caso del mercurio, el sistema MHS-10 de Perkin-Elmer.

1) Determinación de plomo y cadmio en aguas.

Las determinaciones se hicieron siguiendo la técnica descrita por TESSIER et al. (1979) mediante quelación-extracción utilizando amonio pirrolidína ditiocarbamato (APDC) y utilizando para la extracción y concentracción el solvente metil isobutil cetona (MIBK).

Las lecturas se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica con llama a unas longitudes de onda de 283.3 nm para el plomo y de 228.8 nm para el caso del cadmio.

Los límites de detección obtenidos fueron de 1.62 y 0.16 ng/ml para el Pb y Cd, respectivamente.

2) Determinación de plomo y cadmio en sedimentos.

Las muestras de sedimentos recogidas fueron congeladas hasta su análisis. Las determinaciones de Pb y Cd se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica con llama siguiendo el método descrito por WATLING and EMERSON (1981), previa descongelación de la muestra a 4 ºC durante 24 horas, su posterior desecación a temperatura ambiente y tamizado a través de una malla de nylon de 1 mm de poro.

3) Determinación de mercurio en aguas.

Las muestras (250 ml) fueron acidificadas con 10 ml de una solución de ácido nítrico y agua desionizada al 1:1 y almacenadas en botes de polietileno a 4 ºC hasta su análisis. Para la determinación se tomaron alícuotas de 10 ml de muestra.

Las determinaciones se hicieron siguiendo la técnica descrita por HATCH y OTT (1963) modificada posteriormente por ARMSTRONG y UTHE (1971), adaptadas al sistema generador de hidruros MHS-10 de Perkin-Elmer utilizando como agente reductor $NaBH_4$ al 3 % w/v en una solución de NaOH al 1 % w/v. La longitud de onda utilizada fué de 253.7 nm. El límite de detección obtenido fué de 0.19 ng/ml.

4) Determinación de mercurio en sedimentos.

Las muestras fueron acidificadas con una solución de ácido nítrico/agua desionizada al 1:1 hasta conseguir un valor de pH próximo a 4 y almacenadas en botes de polietileno a 4 ºC hasta su análisis. Para las determinaciones se siguió la técnica descrita por RICHINS y RISSER (1975) adaptada a las condiciones de reducción del sistema MHS-10 de Perkin-Elmer, previa desecación de la muestra a 50 ºC durante 15 horas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Un resumen de los resultados obtenidos se recoge en la Tabla 1.

El nivel de plomo más elevado en sedimentos fué detectado en Córdoba (punto de muestreo 5) durante el muestreo realizado en Octubre-83, alcanzando un valor de 154 ug/g. Este punto de muestreo presentó también el valor medio más alto, lo que hace suponer que el principal tipo de contaminación plúmbica es industrial y/o urbana, ya que ningún punto de muestreo situado más arriba en el cauce del río (zona donde se desarrolla alguna actividad minera) presenta unos valores de plomo más altos en sedimentos. Para YIN y FUNG (1981) el nivel de plomo en sedimentos es uno de los índices más directos de la actividad del hombre. En el agua, este metal presenta el segundo nivel medio más elevado en Córdoba (5), si bien no se encontró una correlacción estadísticamente significativa entre los contenidos de plomo en aguas y sedimentos. Este mismo hecho fué registrado en el caso de los otros metales y supone que los niveles encontrados en aguas, no sólo dependen del nivel existente en sedimentos sino que además existe otra fuente de aporte de metales al agua. Inicialmente este hecho puede ser considerado como un indicio de aporte antropogénico de los metales pesados estudiados al río.

El nivel de cadmio, tanto en aguas como en sedimentos, apenas sufre variaciones importantes entre los puntos de muestreo (Tabla 1). Los bajos niveles encontrados, unidos a la existencia de correlaciones altamente significativas entre Pb y Cd (Tabla 2), nos inducen a pensar en la existencia, de una fuente común de contaminación por Pb y Cd, bien de origen natural o de origen antropogénico.

El nivel más alto de mercurio en sedimentos se ha encontrado en Mengíbar (punto de muestreo 2). En el caso del agua sólo hemos encontrado niveles superiores al límite de detección presisamente en Mengíbar (2) y en el punto de muestreo que le sigue inmediatamente (3) aunque en este último con enormes variaciones entre muestreos (SD = 0.39) en comparación con el punto anterior (SD = 0.03) (Tabla 1). Estos niveles consideramos que son debidos a la existencia de un foco de contaminación por mercurio en este punto de muestreo, debido a la actividad desarrollada por la industria papelera ubicada en Mengibar.

Estos resultados, junto a la falta de correlaciones entre los niveles de estos dos metales en aguas y en sedimentos, nos inducen a pensar que los niveles obtenidos en aguas, reflejan el grado de contaminación momentanea, según puede desprenderse de las grandes variaciones encontradas entre muestreos diferentes en cada punto, mientras que los niveles obtenidos en sedimentos reflejan la contaminación mantenida en el tiempo. Por otra parte los ríos con un caudal muy variable, como es el caso del río Guadalquivir, plantean grandes oscilaciones en los niveles de contaminación de metales traza (Mc DUFFIE et al., 1978). Según MATHIS y CUMMINGS (1973) los metales contenidos en los vertidos industriales tienden a acumularse en el sedimento. Por esta razón, a diferencia del agua, los niveles encontrados en sedimentos dan una mejor información sobre el grado de contaminación mantenido en el tiempo.

En la tabla 2 se muestran las correlaciones obtenidas entre los metales investigados en aguas y sedimentos. Estas correlaciones son significativas en los niveles obtenidos en sedimentos, y sólo para Pb y Cd en el caso del agua.

Tabla 1. Resumen de los resultados obtenidos ($X \pm SD$) en cada punto de muestreo.
(Summary of the results obtained ($X \pm SD$) at each sampling station).

	aguas (ug/l)			sedimentos (ug/g)		
Punto de muestreo	Pb	Cd	Hg	Pb	Cd	Hg
Mogón (1)	0.94 ± 0.74	0.24 ± 0.15	<0.19[a]	14.36 ± 1.15	0.62 ± 0.07	0.061 ± 0.032
Mengíbar (2)	1.97 ± 1.55	0.42 ± 0.23	0.20 ± 0.03	22.05 ± 8.09	0.70 ± 0.16	0.237 ± 0.181
Andújar (3)	2.22 ± 1.67	0.35 ± 0.12	0.39 ± 0.39	22.54 ± 16.23	0.58 ± 0.83	0.147 ± 0.038
Villa del Río (4)	2.27 ± 1.67	0.32 ± 0.07	<0.19[a]	18.55 ± 4.77	0.54 ± 0.12	0.079 ± 0.035
Córdoba (5)	2.30 ± 1.56	0.49 ± 0.13	<0.19	52.68 ± 52.51	0.52 ± 0.48	0.109 ± 0.051
Posadas (6)	1.93 ± 1.36	0.29 ± 0.15	<0.19	19.57 ± 2.64	0.67 ± 0.13	0.134 ± 0.068
Lora del Río (7)	2.57 ± 1.69	0.29 ± 0.18	<0.19	18.04 ± 2.19	0.49 ± 0.07	0.072 ± 0.021
Coria del Río (8)	2.04 ± 1.03	0.28 ± 0.11	<0.19	20.74 ± 5.03	0.52 ± 0.10	0.135 ± 0.024
Sanlúcar de Barrameda (9)	1.41 ± 0.65	0.68 ± 0.37	<0.19	20.58 ± 2.93	0.56 ± 0.12	0.095 ± 0.057

[a] Límite de detección.

Para YIM y FUNG (1981) las correlaciones significativas en sedimentos son interpretadas como un indicio de la descarga de los metales correlacionados a través de efluentes urbanos o industriales. Para HALLBERG (1979) la obtención de una intensa correlación positiva entre dos o más metales es, probablemente, el resultado de una fuente común de contaminación. En este sentido hemos de tener en cuenta que la utilización, en agricultura intensiva, de ciertos fertilizantes y pesticidas conteniendo metales pesados, se considera (WONG, 1985) como una de las fuentes de contaminación ambiental más importantes por estos metales. Esta utilización puede suponer una fuente común de Pb y Cd lo que podría explicar las correlaciones obtenidas entre estos dos metales investigados (Tabla 2).

Por el contrario WATLING y EMERSON (1981) no encuentran una correlación significativa entre el contenido de Pb y Cd en sedimentos a pesar de existir una contaminación industrial y urbana. Para estos autores, esto es debido a la existencia de una fuente industrial de contaminación de Pb de una intensidad considerable e independiente por lo tanto, de las posibles fuentes de contaminación por Cd, ya que la razón Pb/Cd es extraordinariamente alta (213.18).

Tabla 2. Correlaciones entre los tres metales en sedimentos (ug/g) y agua (ug/l).B = coeficiente de regresión, A = ordenada en el origen, n = número de muestras, y r = coeficiente de correlación (* correlación significativa para p = 0.05, *** significativo para p = 0.001 y ns no significativo).
(Correlations between the 3 metals in sediments (ug/g) and waters (ug/l). B = regression coefficient (n.s. non-significant correlation, *** significant for p = 0.001, and * for p = 0.05).

	B	A	r	n
sedimentos				
Pb/Cd	5.426×10^{-3}	0.461	0.387 ***	135
Pb/Hg	2.204×10^{-3}	0.083	0.228 *	135
Cd/Hg	0.194	0.017	0.365 ***	135
aguas				
Pb/Cd	0.147	0.134	0.588 ***	134
Pb/Hg	-	-	0.121 (n.s.)	135
Cd/Hg	-	-	0.082 (n.s.)	134

Si consideramos los resultados encontrados en Mogón (1) como línea base, podemos observar que la contaminación antropogénica existente (niveles por encima de los obtenidos en este punto) está claramente diferenciada si consideramos que la contaminación natural existente a lo largo de la cuenca hidrográfica no sufre variaciones de importancia en cada uno de los puntos de muestreo. Este hecho solamente no es observable en los niveles de Cd en sedimentos, sin embargo las diferencias entre el nivel medio de Cd en el punto de referencia (1) y los que están por debajo de este, no son estadísticamente significativos ($t = 1.71$ para (2)/(1) y $t = 1.28$ para (6)/(1).

Por otra parte, las dos ciudades principales situadas en las márgenes del río, Córdoba y Sevilla (Figura 1) (con aproximadamente 300.000 y 750.000 habitantes respectivamente), pueden ser consideradas como los principales focos de contaminación industrial y/o urbana de Pb y Cd. En el caso del Hg, no parece existir una fuente de contaminación importante con independencia de la industria papelera de Mengíbar (2). Incluso los bajos niveles encontrados en sedimentos, en comparación con los encontrados por otros autores garantizan la inexistencia de restos de efluentes procedentes de Almadén (Figura 1).

En resumen, los bajos niveles de contaminación por Pb, Cd y Hg encontrados en aguas y sedimentos, junto con las correlaciones estadísticas encontradas entre los metales encontrados en sedimentos, permiten concluir la existencia de una incipiente contaminación industrial y/o urbana en la cuenca hidrográfica del río Guadalquivir.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la Srta. Gloria Fernández Marín, Ayudante de Investigación del C.S.I.C.

Este trabajo es parte del Proyecto de Investigación nº 33021, financiado por el C.S.I.C.

BIBLIOGRAFIA

ARMSTRONG, F.A.J., and J. F. UTHE. 1971. Semiautomated determination of mercury in animal tissue. At. Absorp. Newsl., 10: 101-103.

BACHE, C.A., W. H. GUTTENMANN and D. J. LISK. 1971. Residues of total mercury and methylmercuric salts in lake trout as a function of age. Science, 172: 951-952.

BULL, K., A. DEARSLEY, and M. INSKIP. 1981. Growth and mercury content of roach (Rutilus rutilus, L.), perch (Perca fluviatilis, L.) and pike Esox Lucis, L.) Living in Sewage effluent. Environ. Pollut. Ser. A., 25: 229-240.

CROS MIGUEL, LL. y J. GARCIA REY. 1980. Contenido en mercurio de los sedimentos marinos cercanos a la desembocadura del río Besós y de un colector de aguas residuales de Barcelona. Inv. Pesq., 44: 331-336.

HALLBERG, R. 1979. Heavy metals in the sediments of the Gulf of Botnia. Ambio, 8: 265-269.

HILDEBRAND, S., S. JANZEN, J. HUCKABEE, J. SOLOMON, F. DIAZ, and K. D. KUMAR. 1980. Distribution of mercury in the environment at Almaden, Spain. Environmental Sciences Division, Publ. Nº 1570.

KUDO, A. 1976. Mercury transfer from bed sediments to freshwater fish. J. Environ. Qual., 5: 427-430.

KUDO, A., S. MIYAHARA, and D. R. MILLER. 1980. Movement of mercury from Minamata bay into Yatsushir Sea. Prog. Wat. Tech., 12: 509-524.

KUDO, A., H. NAGASE, and Y. OSE. 1982. Proportion of methylmercury to the total amount of mercury in rivers waters in Canadian and Japan. Water Res., 16: 1011-1015.

MATHIS, B., and T. CUMMINGS. 1973. Selected metals in sediments, waters, and biota in the Illinois river. J. W. P. C. F., 45: 1573-1577.

McDUFFIE, B., I. EL-BARBAY, G. J. HOLLOD, and R. D. TIBERIO. 1978. Heavy metals in Susquehanna river bottom sediments-superficial concentrations, urban impacts, and transport mechanisms. p. 467-469. In O. Hutzinger et al. (ed.) Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects. Pergamon Press.

MUDROCH, A., and J. A. CAPOBIANCO. 1980. Impact of past mining activites on aquatic sediments in Moira river basin Ontario. J. Great Lakes Res., 6: 121-128.

PENA, J. y L. ALBERTO. 1984. Distribución del mercurio en peces lagunares del delta del Ebro. Rev. Toxicol., 1: 103-116.

RICHINS, R. T., and A. C. RISSER. 1975. Total mercury in water, sediment, and selected aquatic organisms, Carson river, Nev-1972. Pestic. Monit J., 9: 44-54.

RINCON, F., G. ZURERA, and R, POZO. 1986 Mercury contamination in Guadalquivir river marshes using samarugo (Valencia hiapanica) as biologycal indicator. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37: 253-257.

RINCON, F., G. ZURERA, and R. POZO. 1987. Size and mercury concentration relationship as contamination index. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38 (3) En prensa.

SCOTT, D. P. 1974. Mercury concentration of white muscle in relatiom to age, growth and condition in four species of fishs Clay lake, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 31: 1723-1729.

SORENTINO, C. 1979. Mercury in marine and freshwater fish if Papua New Guinea. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 30: 617-623.

WATLING, R. J., and W. D. EMERSON. 1981. A preliminary pollution survey of the Paperkuils river, Port Elizabeth. Water SA, 7: 211-215.

WONG, M. H. 1985. Heavy metal contamination of soils and crops from auto graffic, sewage studge, pig manuel and chemical fertilizer. Agric. Ecosystems Environ., 13: 139-149.

YIM, W. S., and K. W. FUNG. 1981. Heavy metals in marine sediments of Hong Kong. Hong Kong Engineer, 9: 33-34.

EVOLUCION DEL MEANDRO DE SAN JERONIMO (RIO GUADALQUIVIR, SEVILLA). 1984-1986.

BASANTA ALVES, Ana; GONZALEZ RULL, J.A.; GONZALEZ CARBALLO, J.A.

Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla.
Laboratorio Central. E.T. Carambolo. Camas. Sevilla.

Palabras clave: Autodepuración, mareas, vertidos urbanos, características físico-químicas, Río Guadalquivir.

SUMMARY

THE EVOLUTION OF THE SAN JERONIMO MEANDER (RIVER GUADALQUIVIR SEVILLE). 1984-1986

Key words: Self-purification, tides, sewage effluents,physico-chemical characteristics, River Guadalquivir,

The evolution of the physico-chemical characteristics of the San Jerónimo meander, which belongs to the River Guadalquivir (Seville), has been studied from 1984 to 1986. The samples were taken every 7 or 15 days at 0, 2 and 5 m. depth, both at high and low tide, from three different points of the meander and from another point in the river in order to establish comparisons.

The results indicate that the sampling points situated near the blocked end of the meander present a high value of pH, oxygen and chlorophyll a, with a clear gradient from the surface to the bottom. The midpoint shows high values of ammonia and phosphate as it has been affected by the sewage effluents and in the other characteristics is similar to the river which affect it in high tide.

Also there is a clear differenciation between high and low tides at all the sampling points, the high tide having higher values of phosphate, nitrite, BOD_5 and conductivity while the low tides usually have better conditions(more oxygen less nutrients, etc.).

With reference to the variation from one year to another, a progressive improvement in the level of nutrients can be seen as from 1984, with a noted decrease of ammonia and phosphate (55 and 70% respectively).

INTRODUCCION

El paisaje fluvial del curso bajo del Guadalquivir ha sido reiteradamente alterado por la realización de diversas cortas, de las cuales la última (Corta de la Cartuja, 1982) originó un divertículo ciego, constituido por el antiguo meandro de San Jerónimo cerrado en su extremo Norte.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIEMNOLOGIA
Actas : 316-323

A este antiguo cauce del meandro vertían importantes colectores de aguas residuales: San Jerónimo, San Lázaro, Torneo, provocando una fuerte contaminación de tipo orgánico. Esta situación se mantuvo, incluso despues del cierre del meandro por el Norte, hasta la puesta en servicio de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de San Jerónimo (EDAR Norte) a la que se desviaron la mayor parte de los vertidos de la zona (en Mayo de 1984). El meandro se comportaba entonces como una gran laguna de oxidación, cuya comunicación con el río por el Sur permitía cierta renovación.

A raiz del cierre del meandro por dicho extremo Sur, en Agosto de 1984, se puso de manifiesto su alta contaminación que condujo rapidamente a una fuerte anoxia y, consecuentemente, a una importante mortandad de peces. La rápida supresión de este tapón Sur y de todos los vertidos que quedaban dentro del meandro permitieron que éste comenzara una evolución favorable que será descrita en este trabajo.

La evolución de una masa de agua de características similares: la Dársena del Guadalquivir, había sido objeto de estudios sistemáticos (TOJA y otros, 1984; TOJA, 1985), lo que unido al reciente estudio del estuario del río (TOJA y otros, 1986) y a los estudios previos sobre él meandro realizados por GRANADO y SANCHO (1985) proporcionaron a la vez un precedente y un marco de referencia adecuado al presente trabajo.

El hecho de que la isla creada entre el nuevo cauce del río y el meandro vaya a ser sede de la EXPO 92, unido a la proximidad de la desembocadura del meandro a una de las tomas de emergencia para el abastecimiento de agua a Sevilla, dan una especial significación al estudio de esta masa de agua, independientemente del interés que tiene su evolución tras la retirada de las fuentes de contaminación en una zona sometida a mareas.

Parece obvio que si la EXPO 92 va a estar circundada en su orilla izquierda por esta masa de agua será preciso proceder a su saneamiento, lo mismo que el del río, lo cual es posible a juzgar por casos tan conocidos como el del Támesis (ANDREWS, 1984; ANDREWS y RICKARD, 1980). El conocimiento de los procesos de autodepuración que tienen lugar en el meandro y sus relaciones con el estado del río y las mareas debe contribuir a clarificar las posibilidades de dicho saneamiento cara a 1992.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos sistemáticos se iniciaron en Agosto de 1984 con periodicidad semanal y fundamentalmente en pleamar. Desde Marzo de 1985 se realizan con periodicidad quincenal, tomando por separado plea y bajamar.

Se establecieron tres puntos de muestreo dentro del meandro (Figura 1) denominados: -Torneo, a la altura del colector del mismo nombre que, de modo errático, ha realizado vertidos dentro del meandro; -San Lázaro, en la zona de mayor profundidad frente al antiguo colector cegado y -San Jerónimo, en el fondo de saco, zona donde se realizaban los vertidos que ahora trata la EDAR Norte. Se estableció así mismo un punto en el -Río, aguas abajo de la desembocadura del meandro, suficientemente alejado de ésta como para servir de referencia.

En estos puntos se tomaron muestras a 0, 2 y 5 m. de profundidad para los análisis físico-químicos y se realizaron perfiles verticales metro a metro de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda YSI mod. 58. Tambien se deter-

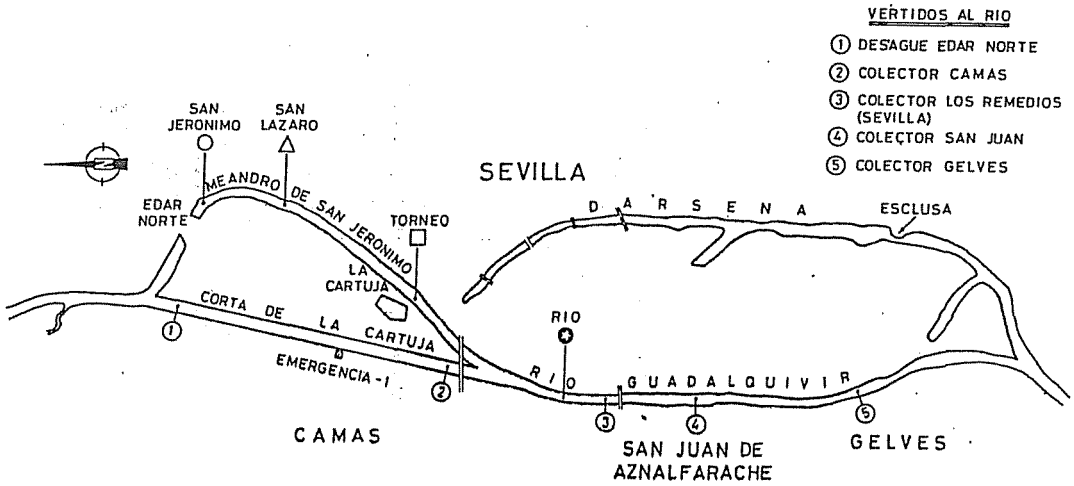


Figura 1: Plano de situación de los puntos de muestreo y principales puntos de vertido de aguas residuales al Guadalquivir.
Situation of the sampling points and main sewage effluents to the River Guadalquivir.

minó in situ el pH con pHmetro portatil CRISON mod.506. Las restantes variables analizadas fueron: conductividad (conductivimetro RADIOMETER CDM 2e) y materia orgánica, DBO_5, amonio, nitrito, nitrato y fosfato, según métodos usuales descritos en APHA,AWWA,WPCF (1980) y RODIER (1981). La clorofila a extraída con metanol durante 24 horas, en oscuridad y a 4ºC, se calculó mediante la fórmula de Talling y Driver (VOLLENWEIDER, 1974).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la tabla 1 se expresan los valores medios y la desviación típica de las variables analizadas para un ciclo anual comprendido entre Marzo de 1985 y Abril de 1986, en todos los puntos muestreados, tanto en plea como en bajamar. En ella se aprecia que, de forma general, la conductividad aumenta ligeramente con la profundidad, lo que está en relación con la existencia de un agua mas salina y densa hacia el fondo, mientras que, por el contrario, las variables relacionadas con el proceso de autodepuración presentan sus máximos en superficie: oxígeno, pH, materia orgánica y clorofila a. Los nutrientes y la DBO_5 no muestran una pauta concreta respecto a la profundidad, variando según las características particulares de cada punto. Sin embargo estas variaciones superficie-fondo son de escasa entidad, lo que, unido al relativamente bajo número de muestras, hace que la comparación de los valores medios de todas las variables a 0 y 5 m. mediante el test t-Student no muestre diferencias significativas para $p \leq 0,05$, salvo en el caso del pH y oxígeno disuelto en el punto denominado San Jerónimo, tanto en plea como en bajamar.

En lo que se refiere a diferencias entre los puntos de muestreo, en la tabla 2 se recogen los valores del test t-Student que compara la media global de cada variable en los distintos puntos. Se aprecia que entre San Jerónimo y San Lázaro no hay diferencia significativa en ningún caso mientras que entre cualquiera de estos puntos y Torneo y Río siempre existe diferencia (significativa para $p \leq 0,05$) en pH, oxígeno disuelto y clorofila a. Esto se debe a que en el fondo de saco del meandro se dan las proliferaciones mas im-

Punto	Marea	Prof. (m)	Temperat. (ºC)		pH		Conductividad (mS/cm)		Oxígeno (mg O_2/l)		M.orgánica (mg O_2/l)		DBO_5 (mg O_2/l)		Clorof. a (mg/m^3)		Amonio (mg N/l)		Nitrito (mg N/l)		Nitrato (mg N/l)		Fosfato (mg PO_4/l)	
			$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
S.Jer.	P	0	20,3	6,1	7,8	0,4	1,28	0,16	7,8	4,7	6,8	2,1	8,1	6,8	98,0	97,1	0,83	0,92	0,223	0,103	2,13	0,66	0,59	0,77
"	P	2	20,0	5,9	7,7	0,3	1,29	0,16	6,2	3.3	6,6	2,0	7,7	6,7	95,5	99,3	0,83	0,68	0,224	0,102	2,00	0,66	0,72	0,97
"	P	5	18,7	5,8	7,5	0,2	1,30	0,19	3,8	2,1	5,5	1,4	4,3	2,2	74,7	91,8	1,04	0,86	0,226	0,119	1,87	0,60	0,60	0,45
"	B	0	22,6	6,0	7,9	0,5	1,19	0,10	9,2	5,3	7,0	2,1	6,5	2,4	95,4	73,1	0,71	0,48	0,189	0,099	1,88	0,71	0,31	0,29
"	B	2	22,0	5,7	7,6	0,2	1,21	0,11	5,9	3,1	6,2	1,6	6,1	2,8	85,3	59,3	0,76	0,44	0,205	0,096	2,06	0,59	0,40	0,34
"	B	5	21,2	6,7	7,4	0,2	1,22	0,12	2,5	2,5	6,2	1,9	5,2	2,8	56,1	42,5	1,05	0,53	0,189	0,103	2,06	0,53	0,64	0,51
S.Laz.	P	0	19,9	5,8	7,6	0,2	1,28	0,16	6,0	3,8	6,5	1,8	7,8	6,8	86,4	99,6	1,08	1,01	0,234	0,106	1,90	0,52	0,83	0,96
"	P	2	19,6	5,7	7,5	0,2	1,29	0,17	4,6	2,6	6,3	1,8	8,0	6,5	80,7	89,0	0,87	0,76	0,236	0,110	1,78	0,54	0,87	0,97
"	B	0	22,5	6,0	7,8	0,4	1,20	0,11	7,9	4,9	6,8	2,1	6,4	2,7	98,0	98,0	0,61	0,44	0,197	0,105	2,00	0,54	0,34	0,35
"	B	2	21,8	5,6	7,7	0,3	1,21	0,11	5,7	3,5	6,4	1,7	5,6	2,2	82,2	71,9	0,65	0,40	0,216	0,112	1,87	0,38	0,36	0,35
Torneo	P	0	19,4	5,7	7,5	0,1	1,27	0,19	3,7	1,6	6,7	2,3	8,0	6,8	48,4	47,2	0,94	0,60	0,273	0,140	1,84	0,54	1,09	1,07
"	P	2	19,2	5,6	7,5	0,1	1,27	0,20	3,4	1,5	5,8	1,6	7,6	6,3	43,5	39,6	0,90	0,42	0,250	0,118	1,85	0,53	1,07	1,10
"	P	5	19,1	5,9	7,5	0,1	1,28	0,22	3,8	2,5	6,1	1,7	8,0	7,1	32,6	21,6	0,79	0,22	0,249	0,110	1,99	0,64	1,37	1,92
"	B	0	21,9	5,8	7,6	0,3	1,20	0,13	5,5	3,0	6,9	2,3	6,7	4,8	72,1	48,1	0,86	0,78	0,242	0,114	1,75	0,45	0,57	0,67
"	B	2	21,5	5,6	7,5	0,2	1,21	0,13	4,0	2,4	6,4	1,8	4,9	1,8	72,6	48,3	0,70	0,44	0,238	0,121	1,89	0,43	0,52	0,45
"	B	5	21,6	4,4	7,5	0,1	1,23	0,15	2,9	1,7	6,7	2,1	7,2	1,7	70,1	59,1	0,68	0,42	0,301	0,100	1,63	0,42	0,52	0,50
Río	P	0	19,2	5,8	7,4	0,1	1,27	0,25	4,0	2,9	6,2	1,6	6,6	6,7	47,7	49,5	0,70	0,83	0,297	0,166	2,06	0,67	0,82	0,99
"	P	2	19,1	5,7	7,5	0,1	1,26	0,25	3,7	2,9	6,4	1,9	7,2	6,7	48,4	46,1	0,51	0,32	0,300	0,169	2,06	0,70	0,83	0,99
"	P	5	19,1	5,7	7,4	0,1	1,27	0,24	3,6	3,0	6,6	1,7	7,6	6,4	48,7	46,0	0,63	0,61	0,294	0,161	1,82	0,73	0,96	1,06
"	B	0	21,5	5,8	7,6	0,2	1,22	0,16	5,7	2,5	6,1	1,6	5,1	2,0	40,8	24,7	0,66	0,42	0,192	0,137	2,04	0,45	0,50	0,35
"	B	2	21,2	5,6	7,6	0,2	1,24	0,18	5,7	2,8	5,5	1,2	5,2	1,9	39,2	25,3	0,56	0,32	0,192	0,134	1,98	0,54	0,44	0,26
"	B	5	21,2	5,6	7,5	0,2	1,24	0,17	5,8	2,6	5,7	1,0	4,7	2,0	38,3	25,4	0,58	0,32	0,197	0,138	1,98	0,41	0,46	0,25

Tabla 1: Valores medios de las variables analizadas en todos los puntos de muestreo, tanto en plea como en bajamar, para el período Marzo 1985-Abril 1986.
Average values of the variables analysed at all the sampling points, at high and low tide, during the period March 1985-April 1986.

portantes de fitoplancton, a las que se asocian claramente estas variables, lo que unido a que apenas se percibe influencia del agua que penetra del río con la marea, les diferencia netamente de los otros dos puntos de muestreo. Ademas San Jerónimo se diferencia significativamente de estos puntos en la menor concentración de nitrito, como resultado de una mejor oxigenación en este punto y tambien presenta diferencia significativa frente a Torneo por la mayor concentración de nitrato. El punto denominado Torneo se caracteriza por valores altos de amonio y fosfato, que reflejan el efecto de los vertidos que, esporadicamente, se realizan en él y, salvo en estas variables, se parece mas al agua del río que a los otros puntos del meandro, ya que hasta su altura se percibe la importante entrada de agua del Guadalquivir durante la pleamar.

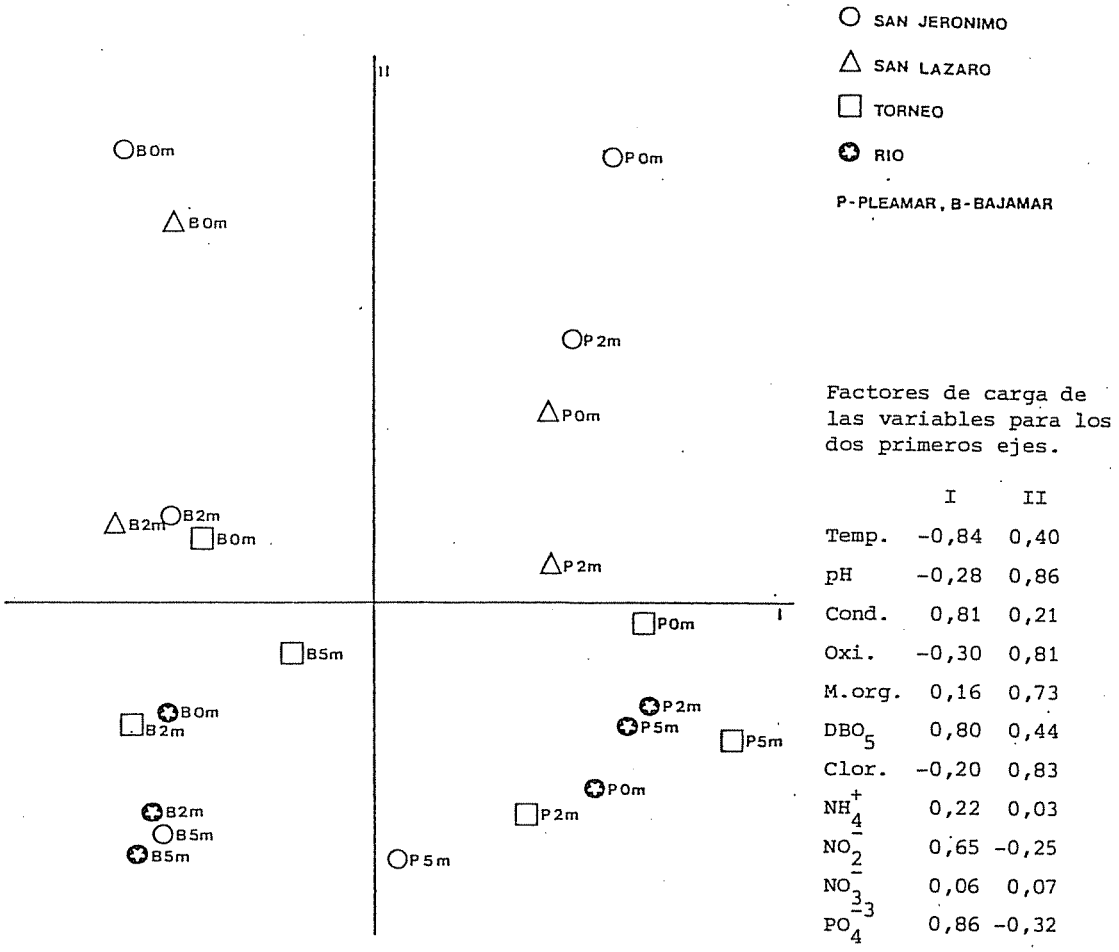
Si se prescinde de la variación temporal, el Análisis de Componentes Principales de los valores medios de la tabla 1 (Figura 2) pone de manifiesto, en primer lugar, las diferencias existentes entre plea y bajamar. El análisis discrimina, en el extremo positivo del eje I, las muestras correspondientes a pleamar en todos los puntos, caracterizadas por factores de carga altos para conductividad, DBO_5, nitrito y fosfato mientras que las bajamares (extremo negativo del eje I) presentan en general mejores condiciones: mas oxígeno, menos nutrientes y DBO_5. Esto se debe fundamentalmente a que el agua que entra del Guadalquivir en pleamar arrastra una importante contaminación procedente de numerosos colectores de aguas residuales , sobre todo urbanas, de los pueblos de la margen derecha que vierten aguas abajo de la desembocadura del meandro (Figura 1).

	S.Jer.-S.Laz.	S.Jer.-Torneo	S.Jer.-Río	S.Laz.-Torneo	S.Laz.-Río	Torneo-Río
Temper.	-	0,53 ns	0,81 ns	0,47 ns	0,73 ns	0,29 ns
pH	0,53 ns	3,97 ***	3,95 ***	3,53 ***	3,51 ***	-
Conduct.	-	-	-	-	-	-
Oxígeno	0,74 ns	4,47 ***	3,11 **	3,52 ***	2,23 **	1,63 ns
M.orgán.	0,18 ns	0,28 ns	1,20 ns	0,26 ns	1,12 ns	0,88 ns
DBO_5	0,31 ns	0,22 ns	0,62 ns	0,08 ns	0,89 ns	1,24 ns
Clorof.	0,01 ns	2,80 **	3,76 ***	2,48 **	3,31 **	1,48 ns
Amonio	0,06 ns	-	1,61 ns	0,06 ns	1,54 ns	2,71 **
Nitrito	-	2,29 **	2,00 *	1,63 ns	1,44 ns	-
Nitrato	1,32 ns	2,30 **	-	0,45 ns	1,48 ns	1,91 *
Fosfato	0,73 ns	1,06 ns	1,34 ns	1,53 ns	0,43 ns	1,66 *

ns no significativa
* significativa para $p \leq 0,1$
** significativa para $p \leq 0,05$
*** significativa para $p \leq 0,01$

Tabla 2: Valores de t-Student y nivel de significación de las diferencias entre las medias globales de todas las variables en los diferentes puntos de muestreo.
Values of the Student´s t test and level of significance of the difference between the mean of all the variables at the different sampling points.

El eje II separa, en su extremo positivo, San Jerónimo y San Lázaro a 0 y 2 m. (donde tiene lugar una autodepuración mas intensa) con factores de carga altos para pH, oxígeno disuelto, materia orgánica y clorofila a mientras que, en el extremo negativo, se situan las muestras correspondientes a Torneo y Río. En general, este eje II ordena los puntos según la profundidad y, en este sentido, se aprecia tambien en la gráfica que las mayores diferencias superficie-fondo se dan en los puntos del extremo ciego del meandro como consecuencia de la casi nula influencia del río y las mareas y de su alto grado de eutrofia derivado de la alta contaminación a que estuvieron sometidos



Factores de carga de las variables para los dos primeros ejes.

	I	II
Temp.	-0,84	0,40
pH	-0,28	0,86
Cond.	0,81	0,21
Oxi.	-0,30	0,81
M.org.	0,16	0,73
DBO_5	0,80	0,44
Clor.	-0,20	0,83
NH_4^+	0,22	0,03
NO_2^-	0,65	-0,25
NO_3^-	0,06	0,07
PO_4^{-3}	0,86	-0,32

Figura 2: Análisis de Componentes Principales de los valores medios anuales de las variables en todos los puntos muestreados. Ordenación en el plano definido por los ejes I y II de los puntos de muestreo, en plea y bajamar.
PCA of the average annual values of the variables at all the sampling points. Arrangement on the plan defined by the I and II components of the sampling points, both a high and low tide.

Punto	Período	Prof. (m)	N inorg.tot. (µgat N/l) $\bar{x}$	s	$N\text{-}NH_4^+$ (µgat N/l) $\bar{x}$	s	$P\text{-}PO_4^{-3}$ (µgat P/l) $\bar{x}$	s	N/P	N in.tot. / N amon.
S.Jer.	84-85	0	215,2	39,2	109,1	45,8	25,5	19,6	8,4	1,9
"	"	2	212,6	40,6	113,8	54,4	34,3	34,1	6,2	1,8
S.Laz.	"	0	204,7	35,7	100,2	38,0	24,1	20,4	8,4	2,0
"	"	2	190,6	49,5	103,2	40,8	24,3	19,3	7,8	1,8
Torneo	"	0	197,1	51,7	99,1	47,2	20,9	17,5	9,4	1,9
"	"	2	197,1	43,8	100,6	39,2	19,7	16,7	10,0	1,9
S.Jer.	85-86	0	219,1	48,9	49,9	44,7	4,9	4,5	44,7	4,4
"	"	2	221,7	38,6	57,2	41,8	6,1	6,9	36,3	3,9
"	"	5	230,0	38,6	74,7	49,4	6,4	4,8	35,9	3,1
S:Laz.	"	0	208,1	37,1	53,1	44,4	5,5	4,3	37,8	3,9
"	"	2	201,7	39,1	55,4	46,4	5,1	4,4	39,5	3,6
Torneo	"	0	205,5	44,3	60,3	37,5	7,5	6,2	27,4	3,4
"	"	2	209,6	35,0	58,2	31,3	6,8	4,4	30,8	3,6
"	"	5	207,2	41,1	53,9	21,3	6,6	3,5	31,4	3,8

Tabla 3: Valores medios de N inorgánico total, N amoniacal y P de fosfatos y de las relaciones N inorg.total/N amon. y N/P para los períodos 84-85 y 85-86 en los puntos del meandro.
Average values of total inorganic N, NH_4^+-N y PO_4^{-3}-P and of the total inorg. N/ammon.N and N/P ratios for the period 84-85 and 85-86 at the sampling points of the meander.

antes del cierre. Esto conlleva un fuerte desarrollo algal (hasta 440 mg/m^3 de clorofila a, a final de primavera: Mayo-Junio) y frecuente sobresaturación de oxígeno (mas de 10 mg/l) que potencia una intensa autodepuración en superficie, actuando entonces este tramo del meandro de forma similar a una laguna de oxidación. El río siempre tiene la menor variación superficie-fondo ya que la corriente y las mareas homogeneizan mucho el perfil. En el caso de las pleamares, en este punto se presenta un orden casi inverso de las muestras debido a la importancia de la marea. Tambien hay que destacar la disposición en V de los puntos de Torneo, tanto en plea como en bajamar, que se debe esencialmente al fuerte intercambio con el río cuyas aguas, mas frías en general, penetran por el fondo y tambien al efecto de los vertidos.

En lo que atañe a la evolución del meandro de un año a otro, la comparación de los datos medios del período 84-85 y 85-86 sugiere variaciones análogas entre superficie y fondo y entre plea y bajamar. No obstante, los valores de las variables mas relacionadas con el grado de eutrofia y la contaminación son mucho mas elevados en el período 84-85, en tanto que los valores de oxígeno, clorofila a y nitrato son inferiores. Este hecho queda patente en los valores medios de N inorgánico total, N amoniacal y fosfato y en las correspondientes relaciones N/P y N inorgánico total/N amoniacal para ambos períodos que se expresan en la tabla 3.

Se aprecia claramente en esta tabla el fuerte descenso de amonio y

	Prof.	Oxígeno (mg O_2/l)		M.orgánica (mg O_2/l)		Amonio (mg N/l)		Nitrato (mg N/l)		Fosfato (mg PO_4/l)	
		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Pleamar con vertidos	0	3,62	1,37	6,81	1,70	1,13	0,73	1,86	0,20	1,53	1,57
	2	3,31	1,22	6,10	0,99	1,12	0,44	1,87	0,25	1,52	1,55
	5	4,01	2,18	5,86	1,28	0,85	0,28	1,92	0,29	1,92	1,69
Pleamar sin vertidos	0	3,99	1,83	6,70	2,97	0,86	0,44	1,82	0,79	0,73	0,51
	2	3,70	1,79	5,67	2,13	0,78	0,22	1,84	0,76	0,68	0,38
	5	3,38	1,38	6,37	2,47	0,68	0,33	2,10	1,04	0,65	0,31
Bajamar con vertidos	0	3,10	1,45	9,53	1,23	1,84	0,95	1,88	0,65	1,43	0,84
	2	1,83	0,80	8,43	0,96	1,25	0,25	2,08	0,65	0,96	0,70
	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bajamar sin vertidos	0	8,70	3,69	6,70	3,22	0,60	0,41	1,38	0,15	0,23	0,10
	2	6,56	1,96	6,43	2,09	0,54	0,39	1,69	0,17	0,27	0,18
	5	3,90	0,84	5,29	1,01	0,73	0,16	1,54	0,10	0,33	0,14

Tabla 4: Valores medios de las principales variables relacionadas con el nivel de contaminación en Torneo, considerando de forma independiente plea y bajamar, en momentos con y sin vertidos en dicho punto.
Average values of the main variables related to the level of pollution at the Torneo sampling point, separating high and low tide, at moments with or without sewage effluents.

fosfato, manteniéndose sustancialmente los valores de N inorgánico total, con predominio de las formas oxidadas de N en el 85-86, tal como se observa en la relación N inorg.total/N amoniacal. Estas reducciones de amonio y fosfato son de un orden de magnitud similar a las encontradas en la Dársena en los primeros años tras la retirada de su principal fuente de contaminación (TOJA y otros, 1984) y se cifran en un 55% para el N amoniacal y un 70% para los fosfatos, como promedio.

Hay que señalar que existe una fuerte fluctuación inicial de las variables, fluctuación que se atenúa con el tiempo, de modo similar a lo que ocurre en otras masas de agua muy contaminadas sobre las que actúa un proceso de autodepuración relativamente intenso, por ejemplo los primeros cuerpos de una laguna de oxidación (EMASESA, 1985). De hecho, la mejoría producida es rápida pues en el estudio realizado por SANCHO y GRANADO (1985), que abarcaba el período Noviembre 1983-Mayo 1984, cuando todavía se recibian importantes vertidos dentro del meandro, se constataba que el agua del río tenía mejor calidad que la del meandro, relación que, en la actualidad, se ha invertido. Ademas estos autores encontraba anoxia practicamente contínua desde 1 m.de profundidad hasta el fondo, lo cual tampoco ocurre ahora, salvo en contadas ocasiones. Por supuesto, los valores de materia orgánica y nutrientes citados por ellos superan a los registrados en este estudio.

Sin embargo, todavía queda un punto conflictivo dentro del meandro que es el denominado Torneo, pues a su altura existe un colector de aguas residuales que ha sufrido aperturas, de forma errática, durante el período de muestreo. La comparación de los valores medios de los principales parámetros

indicadores de contaminación, tanto en plea como en bajamar, en momentos sometidos o no a vertidos (tabla 4) muestra que, sistematicamente, los vertidos empeoran las condiciones en este punto, aumentando los valores de materia orgánica, amonio y fosfato fundamentalmente. Sin embargo, dado el bajo número de casos promediados y con desviación típica alta, la comparación de estos valores medios en momentos con y sin vertido mediante t-Student no proporciona valores significativos en ningún caso. Se observa no obstante en la tabla que, cuando los vertidos se realizan durante la pleamar, su efecto es menos notorio que durante la bajamar dado el volumen de agua que está entrando que, aunque de baja calidad, supone una fuerte renovación del agua de este tramo. Por el contrario, en los momentos sin vertido, la pleamar presenta peores características que la bajamar pues entonces se aprecia mas el efecto del mal estado del río que se ha señalado anteriormente.

Ante los resultados expuestos resulta esperanzadora la evolución sufrida por esta masa de agua en los últimos dos años. De todas formas, sería necesario suprimir por completo los vertidos en Torneo para posibilitar la mejoría de este tramo. En todo caso resulta dificil una mejora definitiva del meandro debido a su conexión a un río contaminado con una importante entrada de agua del mismo, sin posibilidad de regulación, durante la pleamar. Tambien la mejoría es lenta ya que se trata de una masa de agua de escasa profundidad y rica en nutrientes bajo un clima de alta radiación lo que condiciona una enorme productividad fitoplanctónica que reincorpora materia orgánica al sistema. En cualquier caso, cara a 1992, puede llegar a ser necesario adoptar medidas que coadyuven a una mejora mas rápida de la calidad del agua como podrían ser el dragado de aquellos tramos donde se acumula mucho sedimento orgánico, la oxigenación en puntos conflictivos, etc.

BIBLIOGRAFIA

ANDREWS,M.J.(1984). Thames Estuary: Pollution and recovery. En: Effects of pollutants at the ecosystem level. (Sheehan,P.J.;Miller,D.R.;Butler, G.C.;Bourdeau,Ph. edit.). John Wiley and Sons Ltd. pp 159-227.

ANDREWS,M.J.;RICKARD,D.G.(1980). Rehabilitation of the Inner Thames Estuary. Marine pollution bulletin 11, 327-332.

APHA, AWWA,WPCF.(1980). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Assoc. 15 ed. Washington. 1134 pp.

EMASESA (1985). Aplicación de tecnologías blandas en en Centro Experimental de Aguas Residuales de Ranilla. Ayuntamiento de Sevilla. 59 pp.

GRANADO,C.;SANCHO,F.(1985). Bases ecológicas para la gestión de la Corta de la Cartuja (Río Guadalquivir,Sevilla).Estudios territoriales 17,221-42

RODIER,J.(1981). Análisis de las aguas. Edit. Omega. Barcelona. 1059 pp.

SANCHO,F.;GRANADO,C.(1985).Ecología de la Corta de la Cartuja. Ayuntamiento de Sevilla. Area de medio ambiente. 86 pp.

TOJA,J.(1985). Pasado, presente y futuro de la calidad del agua del Río Guadalquivir y su Dársena. En: El Río. El bajo Guadalquivir.(Equipo 28 ed.) pp.161-167.

TOJA,J.;GONZALEZ RULL,J.A.;RAMOS,D.(1984). Recuperación de la Dársena del Guadalquivir tras la retirada de la mayor fuente de contaminación. Limnética 1(1), 256-262.

TOJA,J.;LOPEZ,T.;GUISANDE,C.;BRIEVA,C.(1986). Ecología del estuario del Río Guadalquivir.Actas del II Simposio sobre el Agua en Andalucía.p.523-32

VOLLENWEIDER,R.A.(1974). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook nº 12. 2ª ed. Blackwell Sci. Publ. Oxford. 225 pp.

RELACION ENTRE LAS ESPECIES DE ZOOPLANCTON Y LOS FACTORES DEL MEDIO EN EL ESTUARIO DEL RIO GUADALQUIVIR

Cástor GUISANDE y Julia TOJA

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla.

Palabras clave: Zooplancton. Medio fisico-químico. Estuario.

SUMMARY

RELATIONSHIP BETWEEN THE ZOOPLANKTONIC SPECIES AND THE ENVIRONMENTAL FACTORS IN THE ESTUARY OF THE GUADALQUIVIR RIVER.

Key words: Zooplankton. Environmental factors. Estuary

The zooplanktonic communities of the estuary of the Guadalquivir river have been studied from February of 1983 to March of 1984, with special attention to the relationships between the species and the environmental factors.

In order to obtain this objective, a new kind of data matrix is propose here: The variation range of each environmental factor has been divided in to 10 parts. At each environmantal class, the number of the of the individuals of each species have been assigned. Then, the Reciprocal Average Analysis has been used.

The temperature is the most important factor for differentiation of the behaviour of the Rotifers. The salinity is the most important factor for the Crustaceans. In the composition of the communities of each zone of the estuary, the salinity is the most important factor. The temperature and the eutrophic degree have a secundary role and each have a similar importance.

INTRODUCCION

El estuario del rio Guadalquivir se extiende en unos 100 Km hacia el interior, aunque la penetración del agua salada, por acción de las mareas, sólo llegue a unos 20 Km. Cuando el rio llega a su estuario, tiene una calidad muy deteriorada por el aporte continuo de aguas residuales urbanas, agrícolas e industriales. Esta situación se ve agravada por los vertidos de Sevilla y su zona de influencia, que constituyen el mayor volumen puntual de residuos. Las mareas contribuyen, por un lado, a mejorar la calidad de las zonas en las que su incidencia es mayor pero, por otro lado, dificultan, durante la mayor parte del año, un rápido desagüe de los vertidos, por lo que tienden a aumentar la contaminación de la zona cercana a Sevilla.

Desde 1982, se está realizando un estudio limnológico de este estuario por el Departamento de Ecología de Sevilla, en colaboración con la Comisaría de Aguas del Guadalquivir. Los primeros resultados sobre el funcionamiento global del estuario han sido publicados anteriormente (TOJA et al., 1986; GUISANDE et al., 1986). En el presente trabajo se presta espe-

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 325-333

cial atención a la respuesta de las distintas especies a la variación de los factores fisico-químicos.

La alta contaminación que presenta la zona dulce del estuario (Figura 1), determina que, en élla, el zooplancton esté absolutamente dominado por Rotíferos que, debido a la corta duración de sus vidas, están muy influidos por las variaciones de temperatura, por lo que la dominancia de unas u otras especies tiene una clara componente temporal (RUTTNER-KOLISCO, 1974; KOSTE, 1978). En esta zona, los únicos crustáceos que pueden tener poblaciones relativamente importantes son Moina micrura y Acanthocyclops sp. M. micrura, también especie de vida corta, manifiesta su dependencia de la temperatura, desarrollandose sólo en verano. En el resto del estuario, el zooplancton está dominado por distintas especies de Copépodos (GUISANDE et al., 1986), que al ser de vida larga, no manifiestan preferencia por ninguna temperatura concreta. Acanthocyclops sp se comporta como el resto de los Copépodos.

En términos generales, la variación horizontal de las caracteristicas del agua (ligada a las variaciones de salinidad) es la determinante de la distribución de las especies. Pero, en este caso, la dominancia de Rotíferos en ciertas zonas, determina que no se pueda afirmar a priori que la variabilidad horizontal sea la única determinante de la sustitución de unas especies por otras en este estuario.

Para intentar dilucidar esta cuestión, se propone en este trabajo la construcción de una matriz de datos que asigne a determinadas clases de los factores del medio, el número de individuos por litro encontrados de cada especie, aplicando después un análisis multifactorial.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se realizaron entre febrero de 1983 y marzo de 1984, con una periodicidad aproximadamente mensual y en situaciones de pleamar y bajamar, en 10 estaciones situadas a lo largo del estuario (Figura 1). Se tomaron muestras a 0, 4 y 8 m de profundidad.

In situ se midieron: la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y la conductividad,mediante una sonda electrónica HIDROLAB Mod. 2000. Los parámetros químicos analizados fueron: Fosfato soluble (STRICKLAND y PARSONS, 1968), amonio (RODIER, 1981), nitrato (SCHEINER, 1974) y nitrito (STRICKLAND y PARSONS, 1968).

Para el estudio del zooplancton se utilizaron dos tipos de muestreo: A) pesca vertical desde 8 m de profundidad hasta la superficie, con una manga cónica de 40 cm de Ø, fabricada con red de nytal de 60 u de poro. Los organismos recogidos se guardaron en formol al 4% y se utilizaron para la identificación de las especies. B) en las tres profundidades se tomaron 4 litros de agua, con una botella tipo Ruttner, que se filtraron a través de un disco de red de nytal de 60 u de poro (MIRACLE, 1976). Los organismos se conservaron en formol al 4% y se contaron con un microscopio invertido NIKON Mod. DIAPHOT.

Para analizar la preferencia de cada una de las especies por determinado factor del medio, así como para ver cual era la tendencia de variación más importante en la comunidad, se ralizaron análisis de correspondencias (HILL, 1973), sobre matrices preparadas de la siguiente forma: En primer lugar, a cada uno de los datos fisico-químicos se le aplicó la siguiente transformación para normalizarlos: $Y = \log (X+1)$.El intervalo entre el valor máximo y el mínimo se dividió en 10 partes iguales, obteniendo así 10 clases para cada uno de los parámetros. A cada una de las clases así obtenidas, se le asig

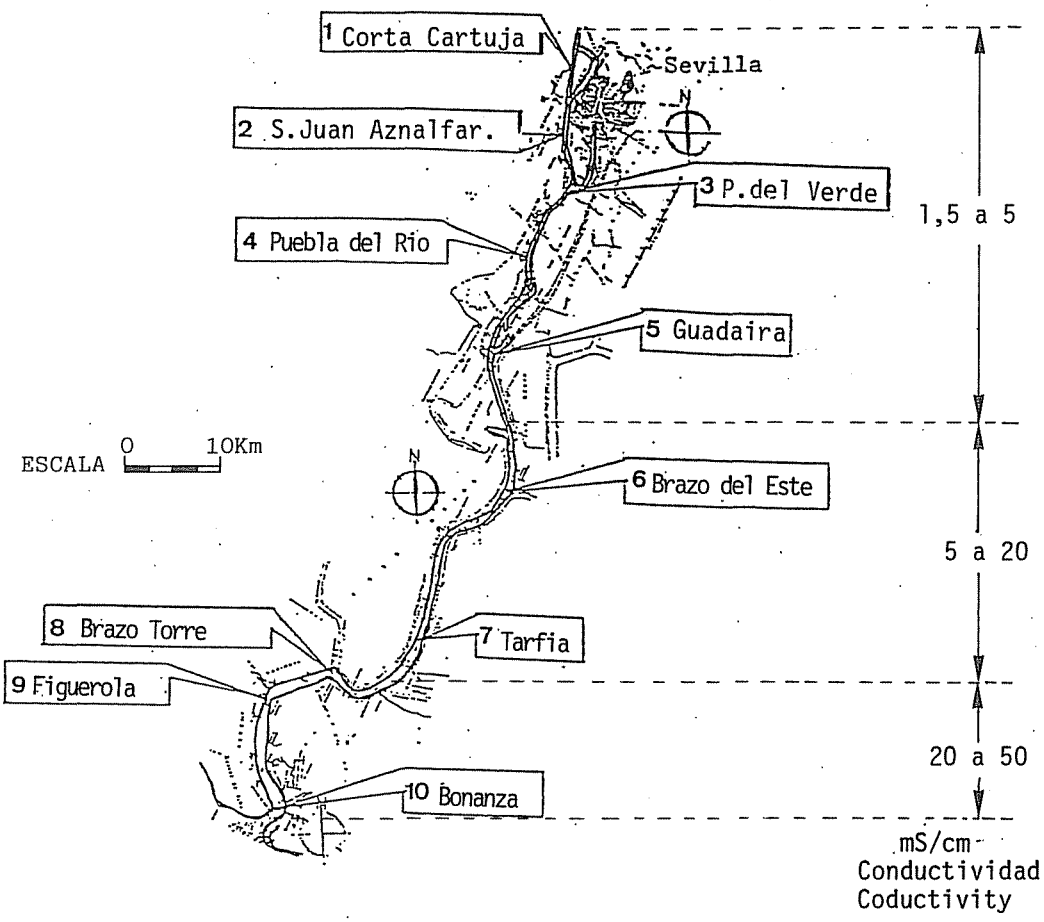


FIGURA 1
Situación de las estaciones de muestreo y rango de conductividad de cada zona.
Situation of the sampling stations and conductivity range of each zone.

na el número de individuos encontrados de cada una de las especies. Así se tiene una matriz de este tipo:

	B. calyciflorus	B. angularis	.....
Temperatura 1	$X_{1,1}$	$X_{2,1}$	$X_{j,1}$
.			
.			
.			
Temparatura 10	$X_{1,10}$	$X_{2,10}$	$X_{j,10}$
Conductividad 1	$X_{1,11}$	$X_{2,11}$	$X_{j,11}$
.			
.			
.			
Conductividad 10	$X_{1,20}$	$X_{2,20}$	$X_{j,20}$
.			
.			
.			
.	$X_{1,i}$	$X_{2,i}$	$X_{j,i}$

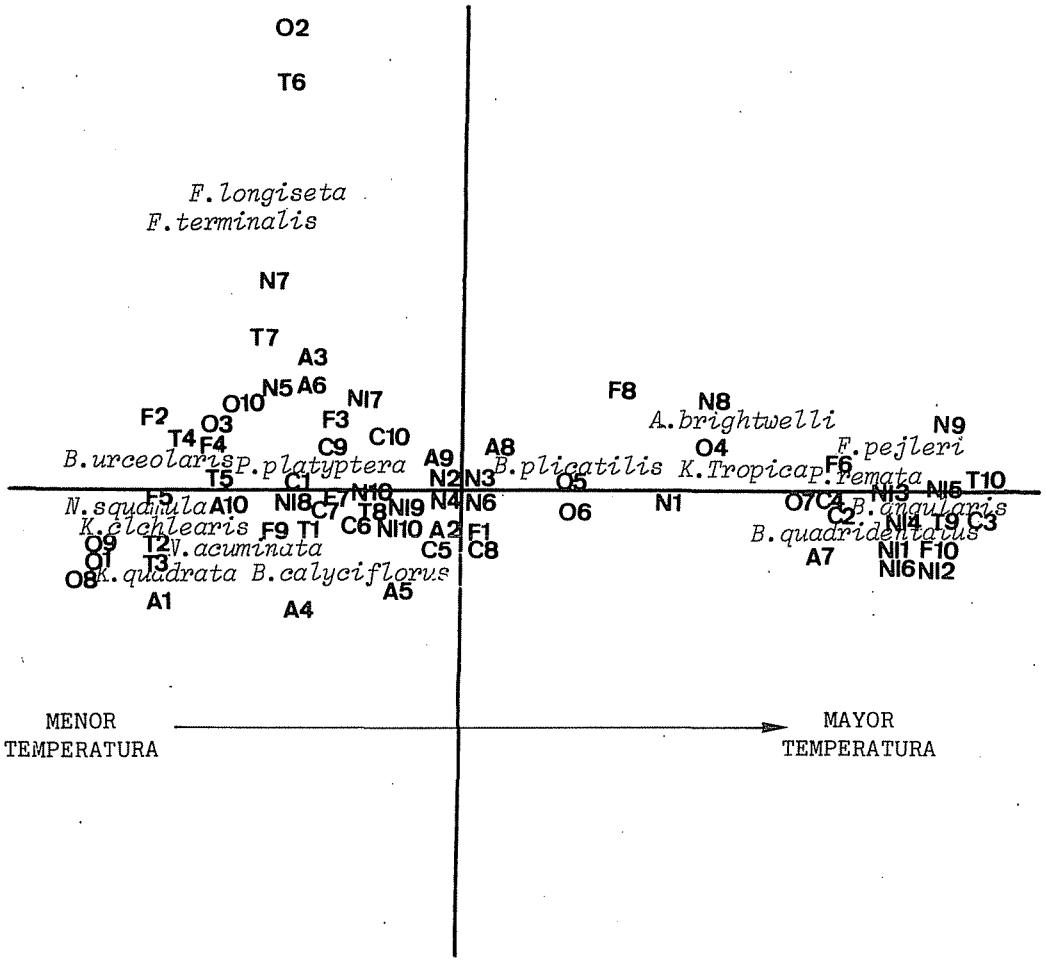


FIGURA 2
Distribución de las especies de Rotíferos y de las clases de los parámetros fisico-químicos en el plano definido por los ejes I y II del análisis de Correspondencias. T1...T10 = clases de temperatura. C1...C10 = de conductividad. O1...O10 = de oxígeno. F1...F10 = de fosfato. A1...A10 = de amonio. N1...N10 = de nitrato. NI1...NI10 = de nitrito.
Distribution of the species of Rotifers and the classes of the environmental factors in the plane defined by I and II axes of the Reciprocal Average Analysis. T1...T10 = classes of temperature. C1...C10 = conductivity. O1...O10 = oxygen. F1...F10 = phosphate. A1...A10 = ammonia. N1..N10 = nitrate. NI1...NI10 = nitrite

donde, cada valor de $X_{j,i}$, representa los individuos de la especie j que se han contado en la clase i de cada factor.

Es necesaria la transformación logaritmica de los datos fisico-químicos para intentar diferenciar comportamientos entre especies con rangos similares de tolerancia a los distintos parámetros. Por ejemplo, en el caso de la conductividad, si se emplearan los datos absolutos, prácticamente todos los Rotíferos quedarían incluidos en la primera clase, en la que quedarían incluidas todas las conductividades comprendidas entre 1,5 y 6,9 mS/cm. Salvo

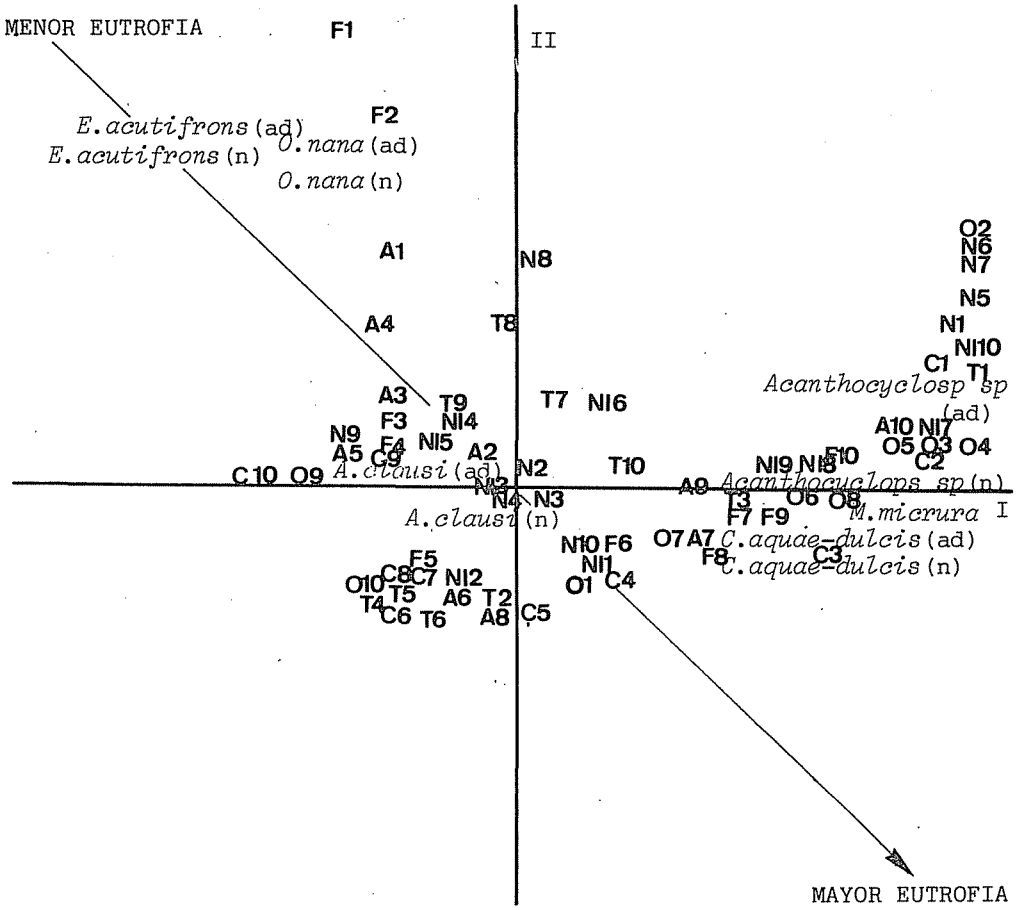


FIGURA 3
Distribución de las especies de Crustáceos y de las clases de los parametros fisico-químicos, en el plano definido por los ejes I y II del análisis de Correspondencias. Los símbolos son los mismos que en la figura 2
Distribution of the species of the Crustaceans and the classes of the environmental factors in the plane defined by the I and II axes of the Reciprocal Average Analysis. The symbols are the same than the Figure 2

B plicatilis, todos los Rotíferos detectados en el estuario no soportan conductividades superiores a 5 mS/cm (GUISANDE et al., 1986).

RESULTADOS Y DISCUSION

En el análisis realizado con los datos correspondientes a los Rotiferos, el primer eje, que absorbe un 61,9% de la varianza, está determinado por la temperatura (Figura 2). Los demás ejes tienen escasa importancia. El segundo, que absorbe un 12,64%, es de dificil explicación. Separa dos especies Filinia terminalis terminalis y Filinia longiseta var. passa, de las demás. Estas dos especies fueron abundantes los días 8 y 18 de marzo de 1983, carac-

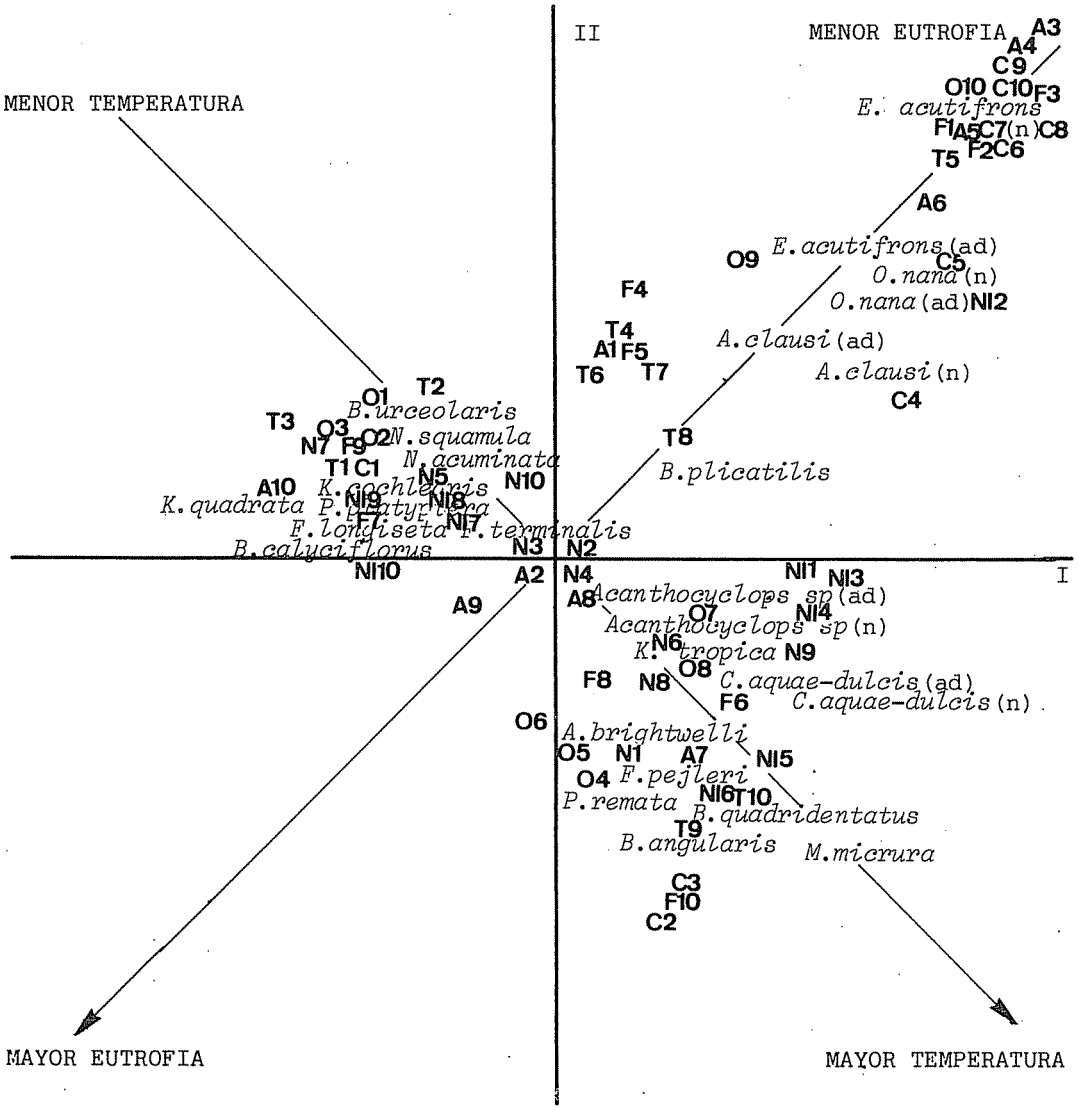


FIGURA 4.
Distribución de todas las especies y de las clases de los parámetros fisico-químicos en el plano definido por los ejes I y II del análisis de Correspondencias. Los símbolos son los mismos que en la figura 2.
Distribution of the species and the classes of the environmental factors in the plane defined by the I and II axes of Reciprocal Average Analysis. The symbols are the same than figure 2.

terizados por la existencia de muy baja calidad del agua, coincidiendo con un aumento de las temperaturas. El tercer eje, que absorbe un 10,13% de la varianza, está relacionado con el nivel de eutrofia de las aguas.

Salvo en el caso de Brachionus plicatilis (como se ha mencionado anteriormente), todos los demás Rotíferos que se han detectado, se concentran en las estaciones 1 a 5 del estuario, en una zona en la que la salinidad

es relativamente baja. Por lo tanto, al tener todos ellos un similar rango de tolerancia a la salinidad, este parámetro no sirve para diferenciar, en este caso, unas especies de otras y es la temperatura el factor que más incide en la sustitución de unas especies por otras.

Los Crustáceos, por el contrario, se extienden a lo largo de todo el estuario. El primer eje del análisis realizado con los datos correspondientes a este subgrupo del zooplancton, absorbe también la mayor parte de la varianza (60,3%) pero, en este caso, está determinado por la salinidad del agua (Figura 3). La temperatura no parece afectar sensiblemente a las especies encontradas, salvo en el ya comentado caso de Moina micrura, que sólo se detecta en las muestras de verano. La sustitución de unas especies por otras tiene, basicamente, una componente longitudinal, determinada por la salinidad de las diferentes zonas.

El segundo eje, que absorbe un 15,5% de la varianza, es de dificil interpretación aunque, en el plano definido por los ejes I y Ii del análisis (Figura 3), se puede observar un gradiente, que se corresponde claramente con el nivel de eutrofia de las aguas.

Analizando los datos correspondientes a todo el zooplancton, se obtienen dos tendencias principales de variación. El primer eje está claramente relacionado con la salinidad y absorbe el 41,98% de la varianza. El segundo eje absorbe un 31,3% y está determinado por dos factores: la temperatura y el nivel de eutrofia (indicado por la concentración de fósforo). Al represen- la disposición de las especies y de las clases de los parámetros en el plano definido por los ejes I y II del análisis (Figura 4), se puede observar que hay dos gradientes en la distribución de las especies, uno que se corresponde con la temperatura y otro con el grado de eutrofia.

Es decir, al análizar el zooplancton como un solo conjunto, la salinidad aparece como el factor determinante de la distribución de las especies en el estuario. Tanto la temperatura como el grado de eutrofia tienen una importancia secundaria y muy semejante. El grado de eutrofia también tiene una diferenciación longitudinal, siendo mayor en la zona de aguas menos salinas, con la peor calidad a la altura de la estación 5 (en la que desemboca el Guadaira que lleva la mayor parte de las aguas residuales de Sevilla) y va disminuyendo gradualmente hacia la desembocadura (TOJA et al., 1986). Se presentan, por lo tanto, los siguientes grupos de especies bstante bien definidos:

1. Especies propias de aguas saladas, de baja eutrófia y poco influidas por la temperatura: Euterpina acutifrons, Oithona cf. nana y Acartia cf clausi (que es la especie dominate en la mayor parte del estuario).

2. Otro grupo formado por especies que prefieren aguas de baja salinidad, alto grado de eutrofia y bajas temperaturas. Está constituido por las especies Brachionus urceolaris urceolaris B. calyciflorus, Notholca acuminata, N. squamula, Keratella quadrata, K. cochlearis, Filinia longiseta var. passa, F. terminalis terminalis y Polyarthra platyptera

3. Un último grupo formado por especies que toleran aguas algo más saladas, con un grado de eutrofia similar al anterior. La caracteristica más acusada de esta comunidad es que está compuesta por especies que requieran aguas cálidas o bien las toleran: Asplanchna brightwelli, Keratella tropica, Brachionus quadridentatus quadridentatus, Filinia pejleri, Polyarthra remata, Calanipeda aquae-dulcis, Acanthocyclops sp y Moina micrura.

Por tanto, se observa que, cuando se considera el conjunto de las especies, la variación longitudinal sigue siendo la más importante en la composición de las comunidades, a pesar de las caracteristicas especiales de este estuario.

Del análisis del conjunto de los datos, también pueden obtenerse otras observaciones. Por ejemplo, se puede comprobar cómo las especies de Rotíferos que dominan en verano, soportan mejor la salinidad que las de invierno (Figura 4). esto es lógico ya que, en este estuario, en cada una de las estaciones de muestreo, la salinidad es siempre bastante más elevada debido a que el escaso caudal que lleva el rio (a veces nulo), permite una mayor penetración del agua marina. De hecho, el estudio se ha llevado a cabo durante una intensa sequía, que determinó que en octubre de 1983 el tapón salino llegara hasta Sevilla (TOJA et al., 1986).

Brachionus urceolaris urceolaris es el Rotífero que prefiere las aguas menos eutróficas y, debido a esta caracteristica, es uno de los pocos Rotíferos que se ha visto favorecido por el descenso del nivel de eutrofia experimentado por el estuario durante el invierno 1983-84 (GUISANDE, 1986). esta mejoría de la calidad del agua se debió, por una parte, al aumento de caudal por acción de las fuertes lluvias de noviembre y, por otra, a la puesta en marcha de diversas medidas correctoras (TOJA, et al., 1986).

Aparentemente, B. plicatilis también parece preferir aguas menos eutróficas. Pero esto se debe a la coincidencia en este estuario del menor grado de eutrofia con la mayor salinidad. este factor es el que determina la distribución de B. plicatilis en el estuario y no el nivel de eutrofia. Esta especie es abundante en ecosistemas próximos del Parque Nacional de Doñana, relativamente salinos e hipertróficos (datos propios inéditos).

Entre los Rotíferos de invierno, Keratella quadrata es la especie que parece tolerar aguas más eutróficas.

En los Crustaceos se aprecia una actitud, en cierto modo, indiferente a la temperatura, ocupando una posición intermedia en el gradiente de este parámetro, salvo Moina micrura que es la especie adaptada a las aguas más calientes.

CONCLUSIONES

En el estuario del rio Guadalquivir, la distribución y segregación de especies del zooplancton está determinada por la variación longitudinal de las caracteristicas del medio. Esta variación se debe, en primer lugar, a las diferencias del salinidad y, en menor grado, al gradiente de eutrofia.

En la zona dulce, la comunidad está dominada por Rotíferos en los que el componente temporal, debido a las variciones estacionales de temperatura, es decisivo para la sustitución de unas especies por otras. En las zonas saladas, con conductividad superior a 5 mS/cm, dominan claramente los Crustaceos, cuya existencia está intimamènte ligada a la salinidad.

La dominancia de Rotíferos en la zona dulce y la de Cruatáceos en la salada da lugar a que, en esta última, las variaciones de la comunidad vengan determinadas por factores internos al estuario como, por ejemplo, el ciclo mareal. Por el contrario, en la zona dulce, además de las oscilaciones de nivel dependientes de la marea, la comunidad se ve sometida a factores externos, como son la climatología que incide tanto en la temperatura como en la pluviomatría (y, por tanto, en el caudal) y a los vertidos de aguas resi-

duales que recibe de Sevilla y del resto de su cuenca. Por esta razón, la zona más salada del estuario mantiene una comunidad relativamente estable a lo largo del tiempo mientras que, en la zona dulce, las variaciones, no sólo anuales, sino interanuales, son mucho más acusadas.

BIBLIOGRAFIA

GUISANDE, C., 1986.- Distribución espacio-temporal de las comunidades zooplanctónicas en el estuario del rio Guadalquivir. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sevilla.

GUISANDE, C., LOPEZ, T., TOJA, J., 1986.- Zooplancton del estuario del rio Guadalquivir. II Simposio del Agua en Andalucía, Vol. I :361-372.

HILL, M.O., 1973.- Reciprocal Averaging: an eigernvector method of ordenation. J. Ecol., 61 : 237-249.

KOSTE, W., 1978.- Rotatoria: Die Radertiere Mitteleuropas. Vol. I y II: 673 + 1234 pp. Gebrüder Borntraeger. Berlin.

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

RODIER, J., 1981.- Análisis de las Aguas. Ed. Omega. Barcelona :1059 pp.

RUTTNER-KOLISCO, A., 1974.- Plankton Rotifers: Binnengewasser, 26/1. Suppl. Verl. Schweizerbert : 146 pp.

SCHEINER, P., 1974.- A modified method for the analysis of the nitrate in water and wastewater. Water Research : 835-840

STRICKLAND, J.D.H., PARSONS; T.R., 1968.- A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Canada Bull., 167. Otawa : 203 pp.

TOJA, J., LOPEZ, T., GUISANDE; C., BRIEVA, C., 1986.- Ecología del estuario del rio Guadalquivir. II Simposio del Agua en Andalucía, Vol. I : 523-532.

CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA DEL RIVERA DE HUEZNAR (SEVILLA) Y SU IMPACTO EN UN NUEVO EMBALSE EN CONSTRUCCION

Julia TOJA, Teresa LOPEZ, Cástor GUISANDE

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla.

Palabras clave: Rio. Calidad del agua. Eutrofización.

SUMMARY

WATER QUALITY IN THE BASIN OF THE RIVERA DE HUEZNAR RIVER (SEVILLA, SPAIN) AND ITS IMPACT ON A NEW RESERVOIR UNDER CONSTRUCTION:

Key words: River. Water quality. Eutrophication.

The water quality of the Rivera de Hueznar river has been studied during the hydrological year 1985-1986. In the river, a new reservoir (devoted to supply water for several villages) is being built.

The impact of the waste water of several villages situated in the basin, determines that the water, at the points located in the flooding basin of the future reservoir, have high concentrations of nitrogen and phosphorus with a ratio less than 10 during the summer period. It is necesary to correct this situation to prevent eutrophication in the future reservoir. In this work, some kinds of corrective meassures are suggested.

INTRODUCCION

En el rio Rivera de Hueznar, afluente del Guadalquivir por su margen derecha (en la provincia de Sevilla), se está construyendo un embalse destinado a abastecer de agua potable a varios pueblos del Valle Inferior del Guadalquivir (Utrera, Lebrija, Los Palacios, Las Cabezas de San Juan...) con una población aproximada de 800.000 habitantes. Con motivo de esta construcción, se realizó un estudio de Impacto Ambiental, del que el presente trabajo es una parte. En él se hace una análisis global de las caracteristicas químicas del agua atendiendo, sobre todo, a aquellos parámetros que mayor influencia pueden tener en el futuro embalse. Este análisis se ha hecho atendiendo a 3 criterios:

1. Estado actual de la calidad del agua del rio y de sus afluentes, investigando las causas que producen los descensos de calidad de los distintos tramos de la cuenca.
2. Posible impacto que la calidad del agua del rio tenga en el nuevo embalse en construcción, teniendo en cuenta que, al estar destinado exclusivamente a abastecimiento, las exigencias de calidad deben ser máximas.
3. Posibles medidas correctoras a aplicar.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 335-341

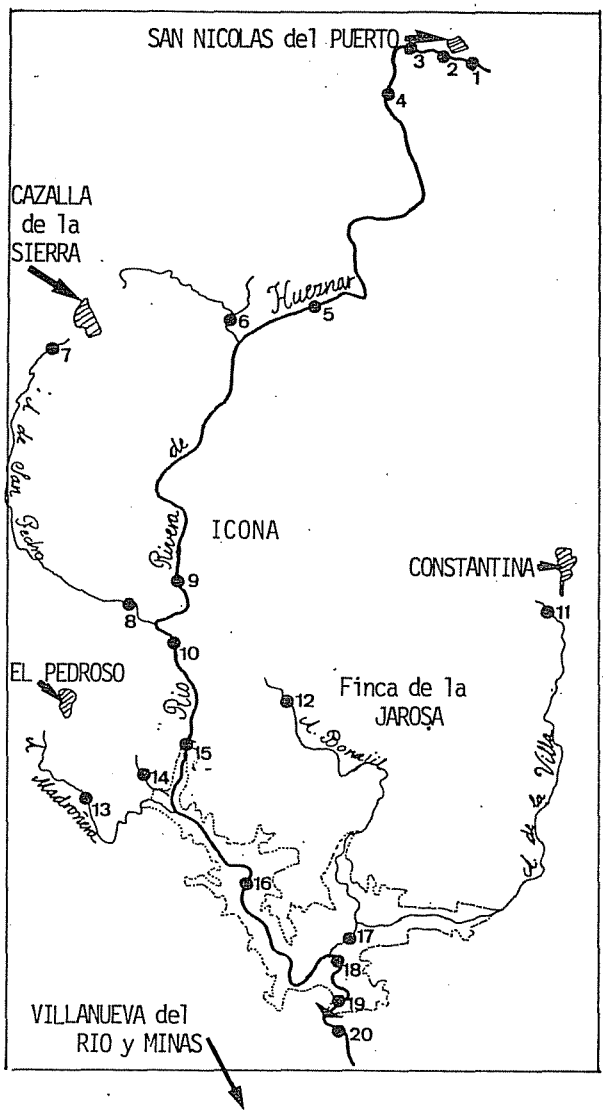


FIGURA 1
Situación de las estaciones de muestreo y límites del futuro embalse.
Situation of the sampling stations and limits of the future reservoir

MATERIAL Y METODOS

Se establecieron 20 estaciones de muestreo en la zona de estudio: 19 en toda la cuenca situada aguas arriba del lugar en que se está construyendo la presa y 1 inmediatamente después de ésta (Figura 1), procurando obtener la máxima información sobre los posibles impactos negativos en el futuro embalse. Se realizaron 3 campañas de muestreo, coincidentes con épocas características del ciclo hidrológico (Figura 2):

1ª campaña: Días 29 y 30 de noviembre de 1985, coincidiendo con el final del estiaje.

2ª campaña: Días 26 y 27 de febrero de 1986, después de copiosas lluvias que provocaron grandes avenidas de caudal en el rio.

3ª campaña: Días 9 y 10 de mayo de 1986, con caudal importante, pero inmediatamente antes de empezar el estiaje.

In situ, se midieron la temperatura y el oxígeno disuelto mediante electrodo combinado YSI con corrector de salinidad, el pH con pHmetro CRISON

Mod. 506 y la conductividad con conductivimetro YSI.

El resto de los parámetros químicos (reserva alcalina, cloruro, sulfato, cálcio, magnesio, sulfuro, nitrato, nitrito, amonio, fosfato, silicato, Demanda Química de Oxígeno y Demanda Bioquímica de Oxígeno) se analizaron mediante los métodos químicos incluidos en GOLTERMAN, 1969, STRICKLAND y PARSONS 1965 y RODIER, 1981, que han sido utilizados en anteriores trabajos (MARGALEF et al., 1976; TOJA, 1984).

En el presente trabajo se discuten preferentemente los resultados correspondientes a los principales nutrientes.

RESULTADOS

Las aguas del rio Rivera de Hueznar y de sus afluentes tienen una mineralización media, con una conductividad que oscila entre 250 y 500 µS/cm según la época del año. La reserva alcalina es relativamente alta (entre 2,5 y 3 meq/l). Aunque el caudal del rio varía a lo largo del año, casi siempre hay agua corriente, salvo en algunas estaciones situadas en los afluentes (puntos 6,12 y 13) en los que al final del estiaje, el agua queda retenida, aunque no llegue a secarse por completo. Solamente durante el mes de agosto, puede haber un caudal nulo. En la figura 2 se muestra la evolución del caudal del rio en una estación de aforo situada en Villanueva del Rio y Minas, aguas abajo de la presa. Se observa que todos los meses hay alguna aportación de agua

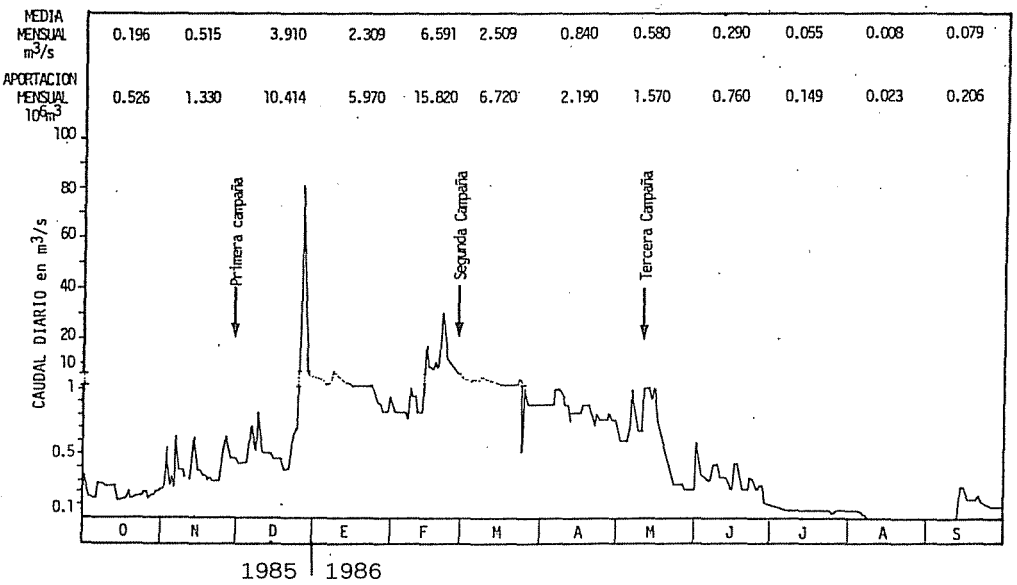


FIGURA 2
Evolución del caudal diario en la estación de aforo de Villanueva del Rio y Minas. Se indican los caudales medios mensuales y la aportación mensual (Datos de Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).
Evolution of the daily flow in the gausing station of Villanueva del Rio y Minas. The monthly means of flow and the monthly water discharge have been marked.(Data of Hydrographic Confederation of Guadalquivir).

TABLA 1.- Concentración de los compuestos inorgánicos de nitrógeno y del fósforo soluble en los puntos de muestreo y las 3 campañas.
Concentration of the inorganic compounds of nitrogen and the soluble phosphorus in the sampling stations at 3 sampling dates

		NITRATOS µg-at N/ll			NITRITOS µg-at N/l			AMONIO µg-at N/l			FOSFATOS µg-at P/l		
	CAMPAÑA	1ª	2ª	3ª	1ª	2ª	3ª	1ª	2ª	3ª	1ª	2ª	3ª
RIVERA DE HUEZMAR	1	18.38	72.85	206.20	0.00	0.43	0.21	0.00	0.00	0.00	39.36	0.84	0.04
	2	17.58	166.43	224.40	0.85	0.13	0.21	25.00	0.00	0.00	40.00	1.71	0.04
	3	5.80	103.40	95.78	2.17	0.58	3.47	0.00	48.57	30.71	38.21	2.58	3.14
	4	2.90	132.93	129.93	0.21	0.28	0.65	0.00	0.00	0.00	25.05	0.84	0.14
	5	0.00	71.83	51.98	0.43	0.13	5.43	35.71	2.85	0.00	55.36	0.42	2.35
	9	5.80	69.09	82.96	0.00	2.95	0.43	137.40	0.00	0.00	1.05	4.17	0.29
	10	2.42	98.97	57.53	0.00	1.17	0.65	0.00	2.85	0.00	42.84	2.56	2.31
	15	0.00	81.92	25.52	1.08	2.06	1.08	0.00	2.85	14.28	40.00	1.70	1.47
	16	0.00	91.64	38.83	0.00	0.00	4.13	0.00	0.00	0.00	45.18	2.13	3.06
	18	0.00	84.46	54.16	0.00	1.60	32.00	0.00	5.71	0.00	46.21	1.70	10.49
	19	0.00	84.87	47.85	0.00	1.76	3.91	5.00	0.00	0.00	28.00	1.70	3.88
	20	0.00	91.38	37.64	0.00	1.60	5.43	0.00	5.71	0.00	33.05	1.70	1.23
AFLUENTES	6	0.00	91.00	33.39	0.00	0.13	0.43	305.70	0.57	0.00	65.68	0.84	0.04
	7	0.00	141.00	0.00	5.43	29.56	182.60	2091.40	485.71	371.42	164.52	54.84	9.81
	8	0.00	92,67	39.91	15.00	5.86	3.26	76.42	8.57	97.85	74.21	12.84	3.90
	11	0.00	151.4	78.02	19.13	8.58	20.65	0.00	5.71	15.57	79.36	6.84	3.53
	12	0.00	61.30	27.28	0.86	1.17	0.43	65.71	0.00	0.00	96.63	4.27	1.61
	17	0.00	82.80	54.60	0.60	1.17	1.82	0.00	7.14	0.00	45.05	1.70	11.54
	13	0.80	86.04	4.47	0.00	0.58	0.43	0.00	0.00	0.00	34.21	4.27	0.21
	14	0.00	62.69	15.53	0.00	23.39	6.30	0.00	120.80	178.50	109.68	20.56	8.03

al rio. El año 1985-86 fue de pluviometría relativamente baja (450 mm), por lo que puede predecirse que salvo en años muy secos, siempre habrá un cierto aporte de agua al embalse, incluso en verano.

En la Tabla 1, se expresan las concentraciones de los compuestos inorgánicos de nitrógeno y del fósforo soluble, detectadas en las estaciones muestreadas en las tres campañas. Se han separado las estaciones correspondientes al cauce principal del rio de las de sus afluentes, para observar la evolución de estos nutrientes a lo largo de áquel.

Como se puede ver en la figura 1, las estaciones 14 a 19 están situadas dentro del vaso inundable del futuro embalse. Esto hay que tenerlo en cuenta, sobre todo en el caso de la estación 14, que tiene agua con caracteristicas similares a las del agua residual pura.

En la Cuenca del Rivera de Hueznar hay 4 focos importantes de aporte de aguas residuales: San Nicolás del Puerto (estaciones 2 y 3), Cazalla de la Sierra (7), Constantina (11) y El Pedroso (13 y 14). Además, poco antes de la estación 9, ICONA tiene unas instalaciones de acampada observandose en este punto un incremento en la contaminación del rio. Entre el arroyo Bonajil y el de La Villa, está la Finca de la Jarosa, que es intensamente abonada y que, a veces, contribuye a aumentar el nivel de nutrientes en el agua de ambos arroyos.

Los datos referentes a DQO y DBO de que se dispone, indican que, salvo en la estación 14, la capacidad autodepuradora del rio y de sus afluentes es suficiente para la casi completa mineralización de esta materia orgánica, procedente de los vertidos, antes de que el agua llegue a las colas del embalse. Pero, cómo se observa en la tabla 1, los nutrientes inorgánicos, espe-

cialmente el fósforo, se van acumulando, aunque parte de los aportados sean consumidos por los propios productores primarios del rio.

La concentración inicial de nitrato es bastante elevada, mientras que nitrito y amonic son prácticamente inexistentes. Pero, a partir de San Nicolás del Puerto, la situación cambia. En cada uno de los puntos en los que hay vertidos, aumenta extraordinariamente el amonio. Este se mantiene muy poco tiempo. Posiblemente por una doble causa: consumo por los productores primarios y nitrificación, avalada por las altas concentraciones de nitrito que se detectan aguas abajo. Aunque posteriormente el nitrito pasa a nitrato, se observa un progresivo descenso de la concentración de nitrógeno inorgánico total a lo largo del rio. No parece aventurado suponer que hay pérdidas de nitrógeno por desnitrificación. Las concentraciones de oxígeno disuelto que se han medido son relativamente elevadas, ya que a las horas del día en que se hacía el muestreo, la fotosíntesis era intensa. Pero, probablemente, en horas nocturnas cerca del sedimento, puede haber déficit de oxígeno que favorezca la desnitrificación.

La evolución del fósforo soluble es inversa a la del nitrógeno. En este caso, hay un claro incremento a lo largo del rio. Hay algunas zonas en las que se observa un descenso en la concentración, bien consumido por los productores primarios, bien por precipitación química. Paro no se compensan los aportes y, en los puntos situados en las colas del futuro embalse, las concentraciones son muy elevadas. Es, además, muy posible que la mineralización de estas aguas no sea suficiente para favorecer una precipitación química en el futuro embalse (MARGALEF, et al., 1976; TOJA, 1984).

Esta es la pauta general que se observa en los nutrientes en cada una de las campañas realizadas aunque, como es lógico, hay grandes diferencias de una a otra en cada una de las estaciones, ligadas a las diferencias de caudal y a la distinta actividad de los organismos.

Durante la primera campaña, el caudal era bastante bajo. La mayor parte de los macrófitos desarrollados durante el año, se encontraban en fase de descomposición. El agua no había recuperado aún nitrógeno pero si llevaba altas concentraciones de fósforo. En mayo, con un floreciente desarrollo de macrófitos y perifiton, la situación era la contraria, quedaba aún algo de nitrógeno, pero la mayor parte del fósforo estaba capturado por los productores primarios del rio.

DISCUSION

La calidad del agua en el rio, desde el punto de vista del contenido en materia orgánica no es muy mala, ya que se observa un alto poder de autodepuración en toda la cuenca, aunque hay puntos (7, 14), en los que la calidad del agua es similar a la de una cloaca. Pero, el curso del rio, antes de llegar a las colas del futuro embalse, no es lo suficientemente largo como para poder eliminar los nutrientes producidos por descomposición de la materia orgánica. Hay una reducción de la concentración de nitrógeno, pero esto puede ser, incluso, contraproducente.

Esta relativamente baja concentración de nitrógeno que tiene el agua, sobre todo en el estiaje, unida a las altas concentraciones de fósforo que presenta prácticamente todo el tiempo, hacen prever que el futuro embalse está amenazado de alcanzar un alto grado de eutrofización si no se toman medidas.

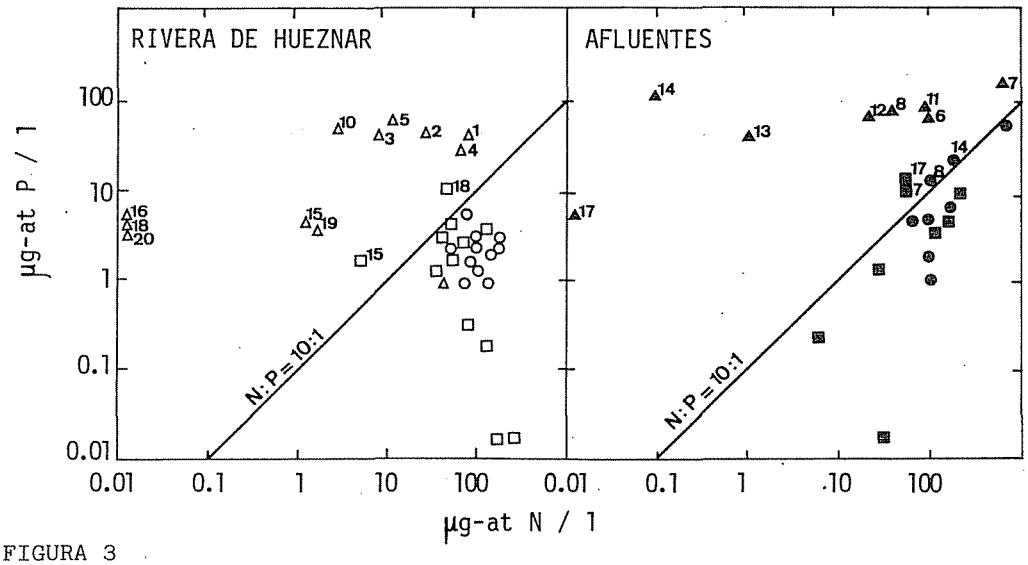


FIGURA 3
Relación entre la concentración de nitrógeno inorgánico total (nitrato + nitrito + amonio) y fóforo soluble en el rio y en sus afluentes. (▲) 1ª campaña, (●) 2ª campaña, (■) 3ª campaña. Se ha indicado el numero de la estación en las muestras con relación N/P< 10 (Ver Fig.1)
Relationships between the inorganic nitrogen (nitrate + nitrite + ammonia) and the phosphorus in the river and its affluents. (▲) 1st. sampling campaing, (●) 2nd., (■) 3tz. The number of the sampling station in the samples with relationship N/P< 10, have been marked (see Fig. 1)

En la figura 3 se ha representado la relación entre el nitrógeno inorgánico total (nitrato+ nitrito + amonio) y el fósforo en el rio y en sus afluentes. Se observa un desplazamiento hacia el fósforo, (con respecto a la relación N:P = 10:1) sobre todo en las muestras correspondientes a estiaje y en los puntos cercanos al embalse. Hay que tener en cuenta, por un lado, que el periodo de estiaje es muy largo en la zona en la que está ubicado el rio y, por otro, que, aunque con caudal muy mermado, sigue entrando agua en el embalse durante este periodo (que puede durar más de 6 meses). Durante él no se aporta nitrógeno, pero si fósforo. Esto, sin duda, favorecerá el desarrollo de Cianofíceas fijadoras de nitrógeno atmosférico, que pueden producir graves problemas, tanto en el propio ecosistema como desde el punto de vista del aprovechamiento del agua para el abastecimiento (VOLLENWEIDER, 1982).

No hay que olvidar que, una vez cerrada la presa, los vertidos de El Pedroso ingresarán directamente en el embalse si no se modifica el alcantarillado de esta población.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en este estudio, se ha sugerido una serie de medidas para intentar controlar la eutrofización del futuro embalse. Dado que existen unas fuentes definidas de contaminación, la primera medida debe encaminarse a eliminarlas. Se ha visto que el rio tiene un alto poder de autodepuración de la materia orgánica. El peligro está en su escasa capcidad para eliminar la mayor parte del fósforo que recibe. Por ello, hay que programar la depuración terciaria de estas aguas.

En el caso de San Nicolás del Puerto y Cazalla de la Sierra, puede ser apropiada la adopción de algún sistema "blando" de depuración como, por

ejemplo, lagunas aeróbias, con posterior utilización del agua en un filtro verde o en regadío. Estos sistemas de depuración pueden ser muy efectivos, dado el clima de la zona. El caso de Constantina es bastante parecido aunque, al haber en la zona explotaciones agropecuarias que drenan al arroyo Bonajil (Figura 1), quizás se requieran sistemas más sofisticados de eliminación de fósforo. En el caso de El Pedroso, su proximidad al embalse probablemente exigirá el uso de sistemas convencionales hasta tratamiento terciario. se ha sugerido la construcción de una central para el aprovechamiento hidroelectrico del embalse y la utilización de esta energía en la depuración de las aguas.

Otras medidas aconsejadas han sido la eliminación previa de la vegetación del vaso inundable antes de poner en servicio la presa (CAMPBELL, et al. , 1975) y la utilización correcta de la torre de toma de agua a distintas profundidades (existente en la presa). Estas actuaciones se han mostrado útiles en otros embalses de la zona (TOJA, 1982; TOJA et al., 1981).

BIBLIOGRAFIA

CAMPBELL, P.G., BOBEE, B., CAILLE, A., DELMASY, M.J., SASSEVILLE, J.L., VISSER, S.A., 1975.- Pre-impoundment site preparation: A study of the effects of topsoil stripping on reservoir water quality. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19 (3) : 1768-1777.

GOLTERMAN, H.L. (ed.), 1969.- Methods for chemical analysis of freshwaters. IBP Handbook nº 8. Blackwell Sci. Publ. Oxford.

MARGALEF, R., PLANAS, D., ARMENGOL, J., PRAT, N., VIDAL, A., GUISET, A., TOJA, J., ESTRADA, M., 1976.- Limnología de los embalses españoles. Publ. de la D.G. de Obras Hidraúlicas. M.O.P. Madrid. nº 123 : 452 pp.

RODIER, J., 1981.- Análisis de Aguas. Ed Omega. Barcelona : 1059 pp.

STRICKLAND, J.D.H., PARSONS, T.R., 1965 (y ediciones posteriores).- A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 125 : 203 pp.

TOJA, J., 1982.- Control de la eutrofia de embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. Rev. Obras Públicas, Marzo-Abril : 223-231.

TOJA, J., 1984.- Limnología de los embalses de abastecimiento de agua a Sevilla. Publ. del CEDEX. M.O.P.U. Madrid : 159 pp y 1 anexo.

TOJA, J., GONZALEZ RULL, J.A., RAMOS, D., 1981.- Evolución del embalse de El Gergal en sus dos primeros años de vida. I Simposio del Agua en Andalucía, Vol. I : 167-179.

VOLLENWEIDER, R.A., 1982.- Eutrophisation des eaux. Methodes de surveillance de evaluation et de lutte. O.C.D.E. Paris :164 pp.

FISICO-QUIMICA COMPARADA DE DOS EMBALSES DE DISTINTO GRADO TROFICO.

Serafín CARBALLO (1); Rosa María FERNANDEZ (2); Josefina RODRIGUEZ (1); Fernando ALONSO-PASTOR (3) y Carmen DE LA ROSA (2).

1: Dpto. Microbiología. Facultad de Biología. U.Complutense.28040 Madrid.
2: Dpto. Microbiología. Facultad de Farmacia. U.Complutense.Madrid.
3: Instituto de Salud Pública de Navarra.

Palabras clave: Fisico-química. Embalses. Eutrofización.

COMPARED PHYSICO-CHEMISTRY OF TWO RESERVOIRS OF DIFFERENT TROPHIC DEGREE.
Key words: Physico-chemistry. Reservoirs. Eutrofication.

We have study physico-chemical parameters in the water column of two reservoirs of different trophic degree during 7 months. The reservoirs are: "El Atazar" (oligotrophic) and "El Vellón" (eutrophic). The phosphorus has been detected as limiting factor in the oligotrophic reservoir. We have compared our results from "El Atazar" with the Margalef´s ones, and, we conclude that, in this moment, the Atazar trophic degree is at least mesotrophic.

INTRODUCCION.

Nuestro equipo ha estudiado durante siete meses dos embalses de la provincia de Madrid. "El Atazar", un gran embalse de 410 Hm^3 de capacidad, clasificado como oligotrófico por Margalef (1976). "El Atazar" es el último embalse de una cadena de cinco (los otros son: Pinilla, Riosequillo, Puentes Viejas y El Villar, todos ellos eutróficos), situados en la cuenca del río Lozoya. Nosotros hemos realizado varios estudios en este embalse desde el año 1981 y conocemos bien su última evolución. El segundo embalse es "El Vellón", mucho más pequeño y totalmente eutrófico (Margalef, 1976). Presentamos aquí el último trabajo, una comparación de la fisico-química de estos dos sistemas. Comparamos además estos y otros resultados con los que sirvieron a Margalef para clasificar a "El Atazar" como oligotrófico. Esta comparación nos lleva a la certeza de que "El Atazar" ha dejado de ser oligotrófico y que su estado actual es al menos mesotrófico.

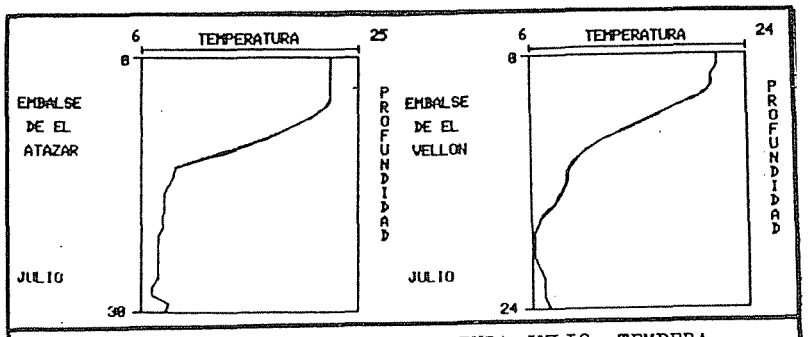
MATERIAL Y METODOS.

La toma de muestra fue mensual (de Marzo a Septiembre de 1986) recogiendo cada una de las capas de la columna de agua (epilimnion, metalimnion e hipolimnion) gracias al uso de una botella de profundidad. Los perfiles de oxígeno disuelto y temperatura se realizaron con un aparato electrónico marca ENVIROTECH (± 0.5 mg/l Oxg.; ±0.5ºC). La

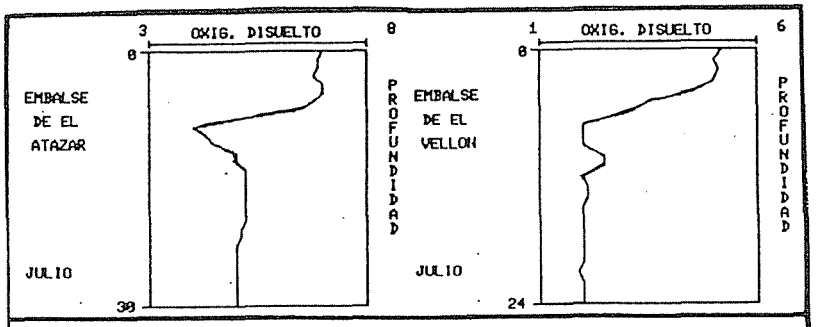
conductividad fue estimada en un conductivímetro de la casa YELLOW S. INSTRUMENTS, con compensador de temperatura y termómetro. El amonio, nitritos, nitratos y fosfatos fueron determinados según las indicaciones del Centro de Estudios Hidrográficos (De la Rubia, 1980) que coinciden casi en su totalidad con los de APHA (1981). La clorofila-a se determinó según el método descrito por Rodier (1981), filtrando una cantidad fija de 250 ml. Por último se determinó la transparencia de las aguas con un disco de Secchi.

RESULTADOS Y DISCUSION.

Ambos embalses se estratificaron en el mes de Abril con unas termoclinas situadas a unos 6-8 metros de profundidad (por ejemplo en Julio, gráfica 1). Casi inmediatamente en El Vellón se agotó el oxígeno hipolimnético (gráfica 3) manteniendose esta situación (por ejemplo, Julio, gráfica



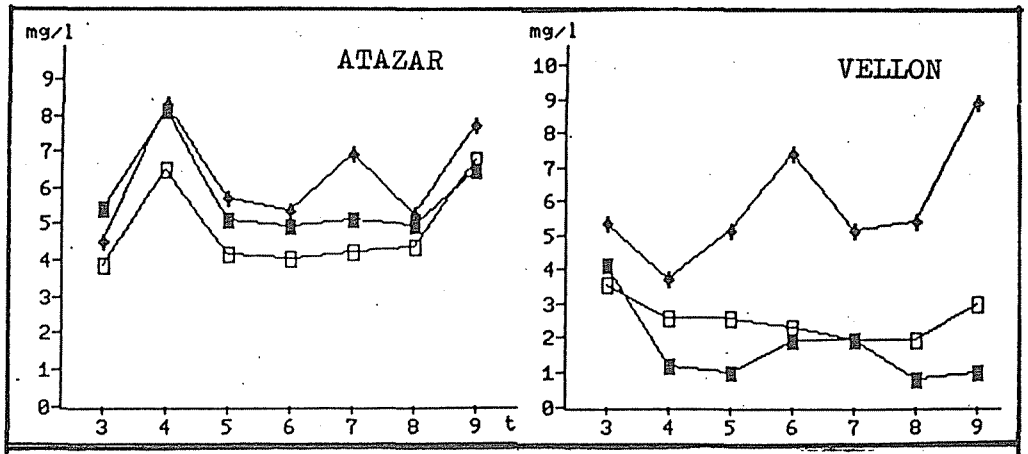
GRAFICA 1. PERFIL DE TEMPERATURA-JULIO. TEMPERATURE PROFILE-JULY.



GRAFICA 2. PERFIL DE OXIGENO-JULIO. OXYGEN-PROFILE-JULY.

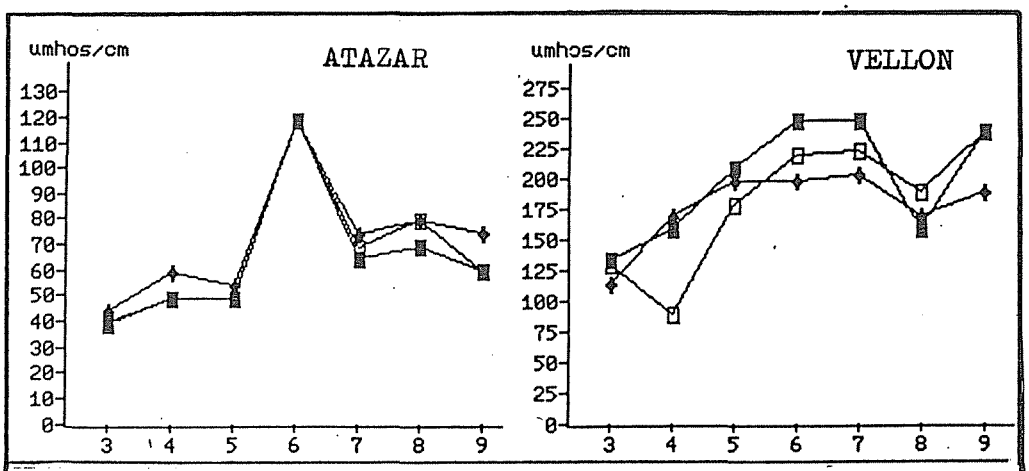
2). En El Atazar los valores de oxígeno en profundidad se mantuvieron aceptables, presentando al igual que El Vellón perfiles de oxígeno clinogrados (Wetzel, 1981). Ambos embalses presentaron un aumento del oxígeno epilimnético en el mes de Septiembre, que se debió a un "bloom" simultaneo de fitoplancton (ver gráficas 9 y 10).

La conductividad (gráfica 4) fue siempre mayor en El Vellón que en El Atazar. La mayor conductividad de El Vellón se explica facilmente si consideramos que sobre este embalse se vierten grandes cantidades



GRAFICA 3. OXIGENO DISUELTO.
DISSOLVED OXYGEN.

EPILIMNION
METALIMNION
HIPOLIMNION

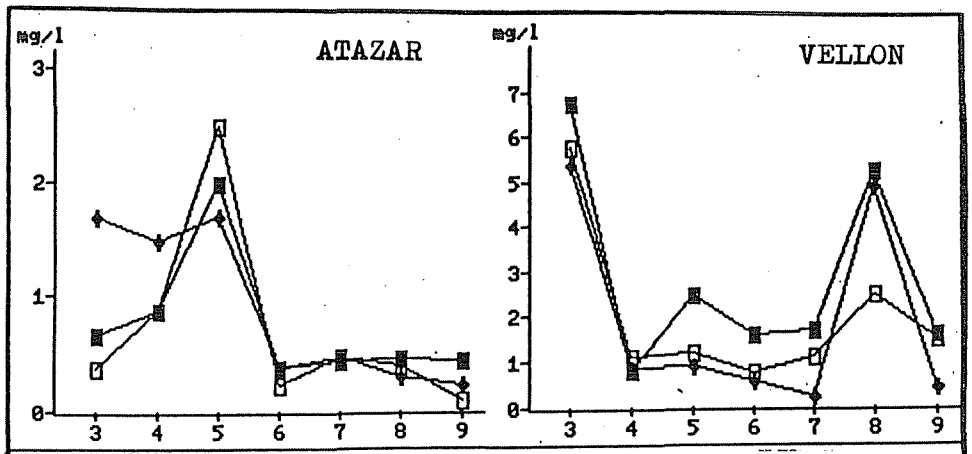


GRAFICA 4. CONDUCTIVIDAD.
CONDUCTIVITY.

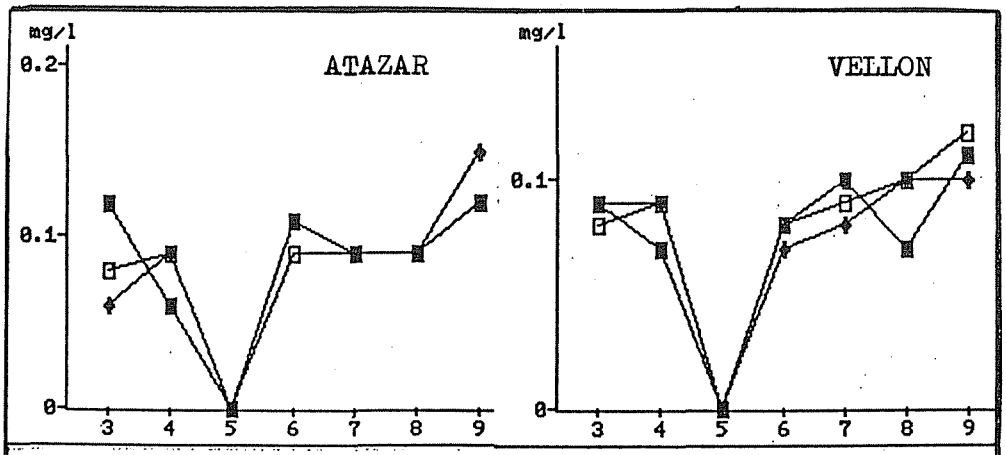
EPILIMNION
METALIMNION
HIPOLIMNION

de sulfato de cobre como algicida. Tambien explica esto que El Atazar presente valores homogéneos de conductividad en la columna de agua, mientras que en El Vellón las tres capas se alternan los máximos en función de las horas transcurridas desde el último vertido y el momento de tomar la muestra.

Los máximos absolutos de ión amonio (gráfica 5) son mayores en El Vellón que en El Atazar, lo que se corresponde con su grado trófico. Además El Vellón presenta sus máximas concentraciones en el hipolimnion. En ambos embalses se produce un pico, más marcado en El Atazar, en el mes de Mayo (mes 5) que es simultaneo al agotamiento de los nitritos (gráfica 6); parece indicar una interrupción de la oxidación biológica del ión amonio. Los niveles de nitrato (gráfica 7) presentaron evoluciones



GRAFICA 5. ION AMONIO. AMMONIA.



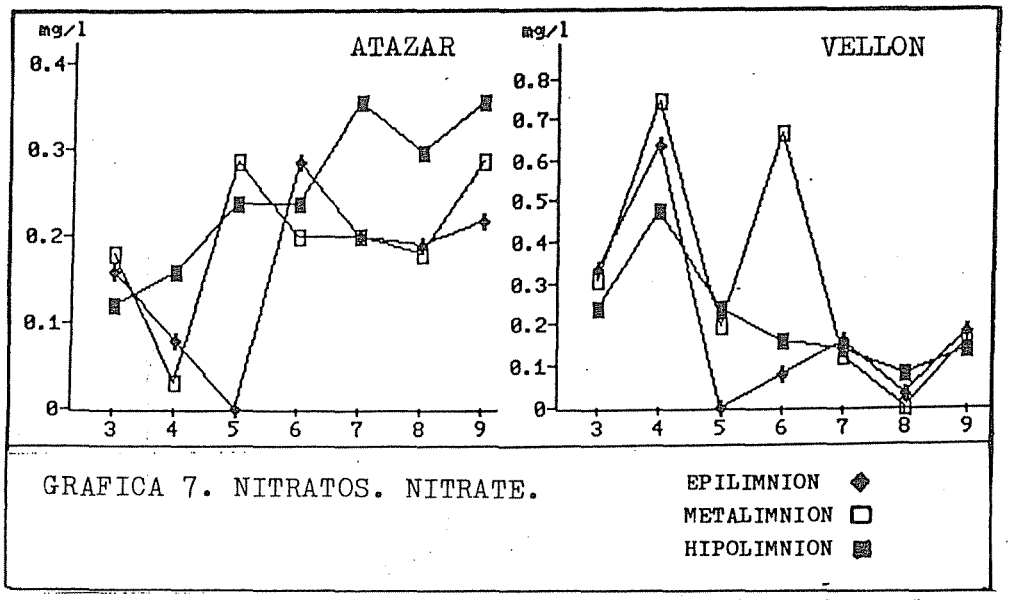
GRAFICA 6. NITRITOS. NITRITE.

opuestas en ambos embalses, en el oligotrófico los niveles van aumentando con el tiempo, mientras que en el eutrófico la tendencia es a la disminución, quizás por un mayor consumo biológico realizado por su mayor biomasa (Wetzel, 1981).

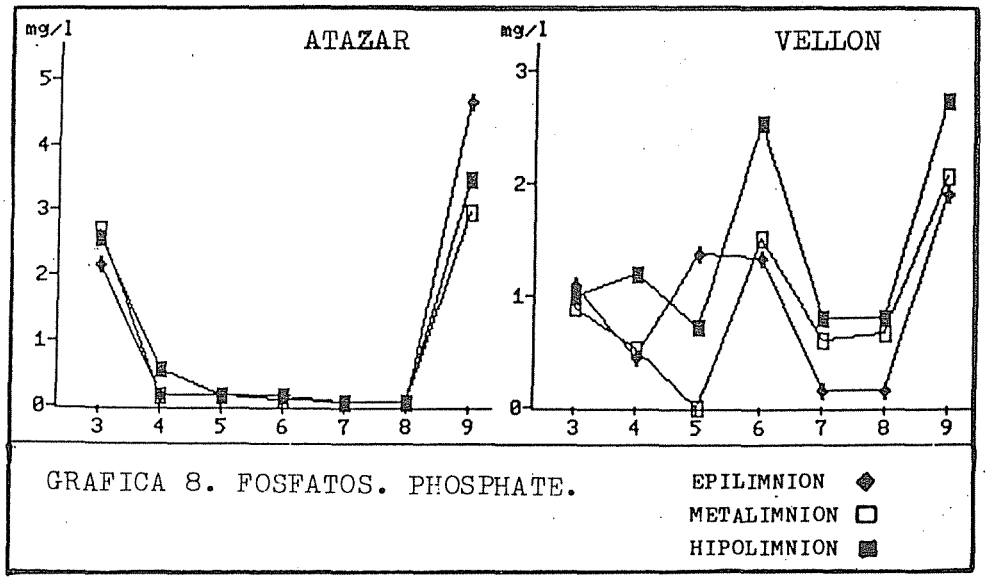
Los fosfatos (gráfica 8) se han mostrado en el embalse de El Atazar como elementos totalmente parejos en su dinámica al desarrollo del fitoplancton (ver clorofila, gráfica 10). Es evidente que en El Atazar el fósforo ejerce el papel de elemento limitante. Se puede pensar incluso en el control del fósforo soluble como un buen indicador que prediga los desarrollos masivos de fitoplancton. El Vellón presenta mayores irregularidades en la dinámica del fósforo, aunque también se produce

aumentos simultaneos al desarrollo del fitoplancton, sus niveles medios son mayores que los de El Atazar. Los niveles de fósforo en El Atazar en los periodos interblooms son muy bajos o nulos. En El Vellón tras la estratificación, con su correspondiente anoxia, aumentan notablemente los niveles de fósforo del hipolimnion. Parece que la anoxia profunda produce una movilización de fósforo desde el sedimento al agua. Aunque con menos claridad que en El Atazar, es evidente que el elemento limitante en El Vellón es también el fósforo.

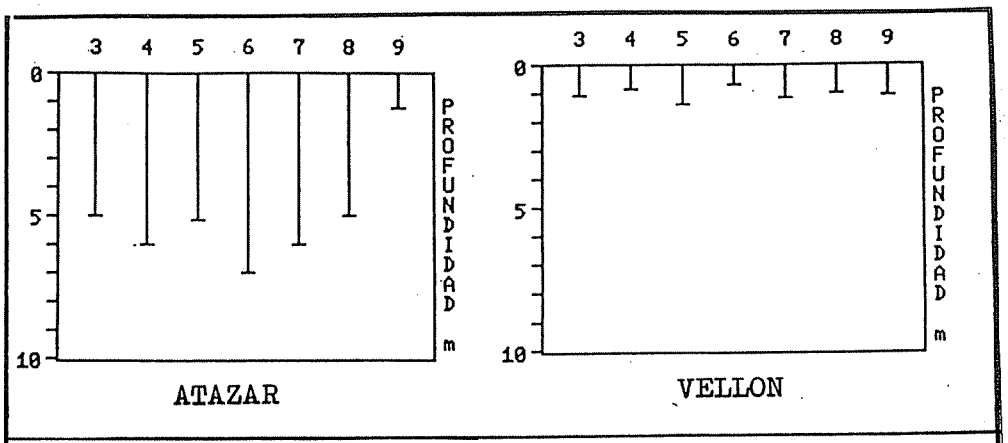
En El Atazar el disco de Secchi y la clorofila-a (gráficas 9 y 10) están perfectamente correlacionados entre sí, en este embalse se detectaron dos blooms de fitoplancton, en Marzo y Septiembre. Estos



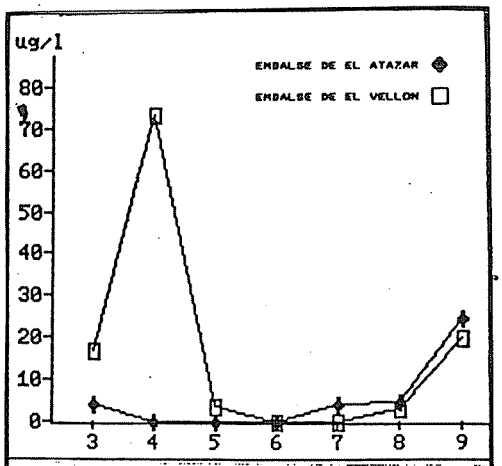
GRAFICA 7. NITRATOS. NITRATE.



GRAFICA 8. FOSFATOS. PHOSPHATE.



GRAFICA 9. DISCO DE SECCHI. SECCHI DISC.



GRAFICA 10. CLOROFILA-a. CHLOROPHYL-a.

parámetros presentan un comportamiento diferente en el embalse de El Vellón; los valores del disco de Secchi son siempre muy bajos y no varían apenas en el tiempo, esto es debido a la gran cantidad de materias en suspensión que presenta este embalse, con lo que disco no permite detectar los blooms de fitoplancton. La cantidad de clorofila-a es muy baja debido al uso de sulfato de cobre como algicida.

Los valores obtenidos en el embalse de El Atazar, tanto en este trabajo como en otros (Alonso-Pastor y Rodriguez, 1986; Carballo, 1987 y Fernandez, 1986) nos hacían difícil seguir considerando a El Atazar como un embalse oligotrófico. Comparamos entonces nuestros resultados con los de Margalef (1976) y elaboramos un resumen que se muestra en la tabla I.

Se puede observar que el disco de Secchi ha perdido un metro en el tiempo transcurrido (12 años), con algunos valores concretos extremada-

	1986		1974	
	-MEZCLA-	-ESTRAT-	-MEZCLA-	-ESTRAT-
PARAMETRO				
Oxígeno				
epilimnion	6'26	6'37	7'24	6'86
metalimnion	4'90	4'90	6'86	6'88
hipolimnion	4'90	6'30	6'88	6'41
Ortofosfato				
epilimnion	0'83	1'24	0'12	0'30
metalimnion	1'02	0'80	0'10	0'20
hipolimnion	1'10	0'94	0'12	0'23
Nitrato				
epilimnion	0'08	0'23	9'21	2'35
metalimnion	0'17	0'22	9'35	3'12
hipolimnion	0'17	0'32	7'89	4'61
Nitrito				
epilimnion	0'05	0'11	0'12	0'13
metalimnion	0'06	0'10	0'11	0'15
hipolimnion	0'06	0'10	0'10	0'09
Clorofila				
epilimnion	1'26	8'32	5'74	3'85
Secchi	5'06		6'26	

TABLA 1. COMPARACION AÑOS 1986-1974. COMPARATION YEARS 1986-1974

mente bajos (0.75 metros en Septiembre de 1986, Carballo, 1987). Esta caída puede deberse más al aumento de sólidos en suspensión que a la propia biomasa, sin descartar el efecto de ésta. Normalmente El Atazar sufre dos blooms de fitoplancton al año (Carballo, 1987), uno a mediados de la Primavera y otro a principios del Otoño, es cuando la profundidad del disco de Secchi es menor (Margalef, 1983). El otoñal suele ser más fuerte que el primaveral, por ello aumenta sensiblemente la cantidad de clorofila epilimnética en la época de estratificación.

Las pérdidas de oxígeno son menores, comparativamente, que las del disco de Secchi. El Atazar sigue manteniendo aceptables concentraciones en profundidad, pero al igual que otros parámetros presenta una evolución negativa.

Uno de los parámetros más alarmantes en cuanto a su variación es la cantidad media de ortofosfatos. Se ha producido un importante aumento en todas las capas del embal se. Este aumento nos indica claramente que El Atazar está avanzando en su estado trófico. No vamos a insistir aquí en la importante relación entre el fósforo y la eutrofización.

En cuanto a las formas nitrogenadas se observa un ligero descenso en la cantidad media de nitritos y fortísimas bajadas en las cantidades

de nitratos. Esta caída puede estar asociada a un mayor consumo biológico (Wetzel, 1981), lo que implicaría un aumento de la biomasa del ecosistema, y esto se puede considerar como un avance en la escapada de la oligotrofia. Que los nitritos no presenten variaciones grandes parece confirmar simplemente las preferencias de los microorganismos por unas determinadas fuentes de nitrógeno (Alexander, 1977).

Si asumimos que actualmente la forma de eutrofización más importante es la eutrofización cultural (Masson, 1984), es decir aquella cuyo origen primario son las actividades del hombre, podemos usar indicadores de estas actividades y observar su evolución. Una de las formas más importantes de alteración de los ecosistemas acuáticos son los vertidos urbanos. Podemos usar como indicador la especie Pseudomonas aeruginosa. Así en la tabla II podemos seguir la evolución del % de muestras analizadas en que fue positi va la detección de P. aeruginosa, la conclusión es

	EPI	HIPO
1983:	0 %	---
1985:	33 %	66 %
1986:	100 %	100 %

Tabla 2. % de muestras con P.aeruginosa positivo. % of samples P.aeruginosa positives.

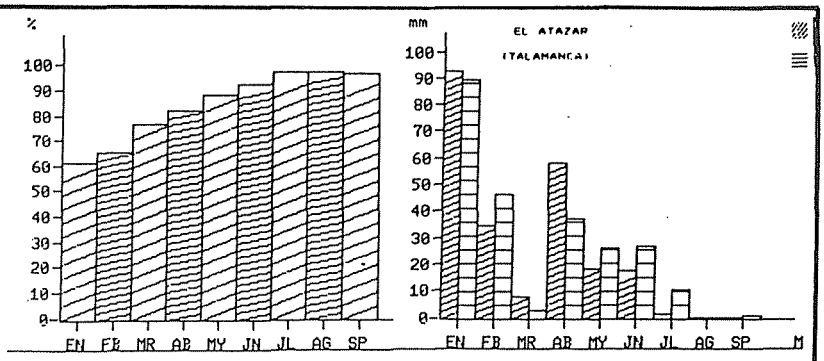
	EPI	HIPO
1983:	25 %	---
1985:	100 %	100 %

Tabla 3. % de muestras con E.coli positivo. % of samples E.coli positives.

evidente, este microorganismo ha ido colonizando poco a poco el sistema y esto solo puede hacerlo a través de los vertidos. Se añade además de la consideración ecológic a, la sanitaria dado la peligrosidad de este microorganismo, muchas veces resistente a los tratamientos de cloración (Guinea et al., 1979) y patógeno grave en inmunodeprimidos (lactantes, ancianos y enfermos) (Davis et al., 1979). Aunque disponemos de menos datos se puede afirmar lo mismo de uno de los indicadores más universales como es E.coli (ver tabla III).

Sobre toda esta evolución negativa han actuado diversos factores, como por ejemplo el aumento de población en las cuencas de recepción,

pero también pesan políticas hidraúlicas erróneas. Pondremos un ejemplo concreto. Durante el año 1985 nosotros estudiamos la contaminación fecal en el embalse de El Atazar y sus afluentes (Fernández, 1986). En este periodo de estudio El Atazar llegó a tener un 99.99% de su máxima capacidad. Esto no se debió a una pluviosidad especialmente fuerte, sino a un trasvase masivo de agua de los otros cuatro embalses que le preceden



GRAFICA 11. % DE AGUA EMBALSADA Y PLUVIOSIDAD. % CAPACITY OF ATAZAR AND PLUVIOMETRY OF TWO STATIONS.

en la cuenca del río Lozoya, que, como ya dijimos, son totalmente eutróficos. En la gráfica 11 se puede observar como a medida que disminuye la pluviosidad, aumenta la cantidad de agua embalsada. Con ello se consiguió llenar un embalse oligotrófico con unas aguas eutróficas y muy contaminadas, rompiendo además la cadena de autodepuración que funcionaba con bastante eficiencia (Alonso-Pastor y Rodriguez, 1986).

Es evidente que en los últimos años El Atazar ha sufrido una degradación importante que impide su consideración como oligotrófico y que lleva a sospechar un estado al menos mesotrófico.

BIBLIOGRAFIA.

- ALEXANDER, M. 1977. Introduction to soil microbiology. Ed. John-Williams. New York. 462 pp.
- ALONSO-PASTOR, F. y RODRIGUEZ, J. 1986. Estudio comparativo de la flora microbiana aerobia del epilimnion de embalses de distinto grado trófico del río Lozoya. Boletin de la Sociedad de Ecología y Biogeografía. 5: 90-105.
- APHA 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15 th. ed. 1134 pp.
- CARBALLO, S. 1987. Dinámica del ciclo biogeoquímico del nitrógeno en dos embalses de distinto grado trófico. Tesina Facultad de Biología. U.Complutense. Madrid. 305 pp.
- DAVIS, B., DULBECCO, R.; EISEN, E.; GINSBERG, H. y WOOD, W. 1978. Tratado de microbiología. 2ª ed. Ed. Salvat. Barcelona. 1559 pp.

- DE LA RUBIA, J. 1980. Análisis de las aguas naturales continentales. Ed. Centro de Estudios Hidrográficos. MOPU.Madrid. 168 pp.
- FERNANDEZ, R.M. 1986. Influencia de la contaminación fecal de los aportes sobre la calidad de las aguas de dos embalse s de abastecimiento. Tesina Facultad de Farmacia. U.Complutense. Madrid. 301 pp.
- GUINEA, J.; SANCHO, J. y PARES, R. 1979. Análisis microbiológico de aguas. Ed. Omega. Barcelona. 122 pp.
- MARGALEF ,R. (coordinador), 1976. Limnología de los embalses españoles. MOPU. Madrid. 422 pp.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed.Omega. Barcelona. 1010 pp.
- MASSON, C.F. 1984. Biología de la contaminación del agua dulce. Ed. Alhambra. Madrid. 288 pp.
- RODIER, J. 1981. Análisis de las aguas. Ed. Omega. Barcelona. 1059 pp.
- WETZEL, G. 1981. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 679 pp.

LA ICTIOFAUNA DEL EMBALSE DE BEMPOSTA (RIO DUERO, PORTUGAL)

Alexandre C.N. VALENTE y Paulo J.B. ALEXANDRINO

Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre". facultade de Ciencias do Porto.
Praça Gomes Teixeira - 4000 PORTO, PORTUGAL

Palabras clave: Embalse. Chondrostoma polylepis. Crecimiento.

SUMMARY

THE ICHTHYOFAUNA OF THE BEMPOSTA DAM (RIVER DUERO, PORTUGAL)

Key words: Dam. Chondrostoma polylepis. Growth.

We present the results of the fish population study conducted in the Bemposta dam (North Portugal).

A list of the species capturated and the relative composition of the community are presented.

The iberian nase, Chodrostoma polylepis STEINDACHNER, 1984, is the most important species. It was a good growth, in spite of the less favourable water characteristics (temperature and dissolved oxygen) that were observed during part of the year.

The carp, Cyprinus carpio LINNAEUS, 1758, and the iberian barbel, Barbus barbus bocagei STEINDACHNER, 1864, are less important species.

The available information on local fisheries is also refered.

INTRODUCCION

La presa de Bemposta es el tercer aprovechamiento hidroeléctrico del trozo internacional portugués del rio Duero (figura 1). Se localiza aproximadamente a 280 Km de la desembocadura y tiene una área de unas 430 Há.

La ictiofauna de nuestros cursos de agua no ha sido convenientemente estudiada, por lo que los estudios de este tipo son necesarios e importantes para una adecuada ordenación pesquera. Dado el interés de la pesca profesional en este embalse, hemos tratado, también de evaluar la importancia local de ésta.

MATERIAL Y METODOS

Se realizaron dos muestreos en las inmediaciones de la presa, habiendose utilizado, al efecto, redes de pesca de varios tamaños de malla

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 353-358

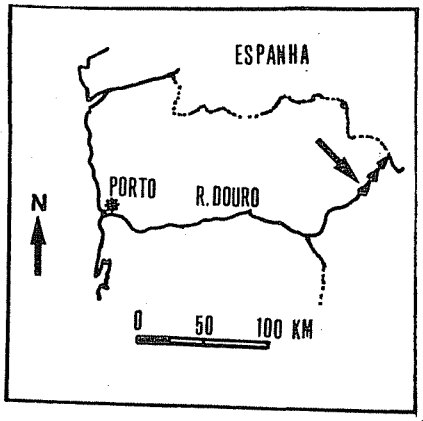


FIGURA 1
Mapa de situación del embalse de Bemposta.
Map of situation of the Bemposta reservoir.

(18, 20, 22, 24, 26, 28, 30, 35, 40, 55, 57, 60, 65 y 70 mm). Los peces capturados fueron medidos y pesados y, de cada uno, se guardaron unas pocas escamas.

Para la determinación de la edad se recurrió al análisis de las escamas. Las correspondientes cada pez se lavaron y se montarón entre porta y cubreobjetos y se observaron con un proyector de perfiles MITUTOYO Pv-350.

El cálculo de tamaño de los peces se hizo siguiendo la metodolo gía descrita por BAGENAL y TESH (1978). Las curvas de crecimiento se obtuvieron a través del modelo descrito por VON BERTALANFFY (en BAGENAL y TESH, 1978).

La relación peso/longitud, $\log W = \log a + b \log L$, se determinó por el método de los mínimos cuadrados.

El factor de condición se obtuvo por la ecuación descrita por FULTON (en BEGENAL y TESH, 1978), $F.C. = 100\ W/L^3$.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las campañas realizadas han permitido establecer una lista de la ictiofauna local (cuadro 1) y su composición porcentual (Figura 2).

La boga de rio, Chondrostoma polylepis STAINDACHNER, 1865 es, sin duda, la especie más importante. Tiene un buen crecimiento (Figura 4) ya que, a pesar de las condiciones menos favorables del medio (figura 5), se asemeja a otros datos referidos a rios de la Peninsula Ibérica (LOBON-CERVIA, 1982; VALENTE, 1986). La relación peso/longitud (cuadro 2), muestra valores semejantes a los encontrados para otros rios europeos. La relación entre los sexos es nitidamente favorable a los machos (1 ♀ : 21 ♂), lo que puede ser resultado de un error de muestreo, ser indicador de condiciones desfavorables de reproducción (NIKLOSKII, 1969), o bién, ser el resultado de una diferente distribución espacial de los sexos por motivos relacionados con fenómenos ligados a la reproducción (LOBON-CERVIA y ELVIRA, 1981).

La carpa, Cyprinus carpio LINNAEUS, 1758, es menos importante y la información de que disponèmos es bastante mas escasa. La relación peso/

ESPECIES	NOMBRE VULGAR
Chondrostoma polylepis S.	boga de rio
Cyprinus carpio L.	carpa
Barbus barbus bocagei S.	barbo
Leuciscus cephalus L.	escalo
Gobio gobio L.	gobio
Salmo trutta L. (1)	truta
Tinca tinca L. (1)	tenca
Anguilla anguilla L. (2)	enguia
Esox lucius L. (2)	lucio

CUADRO 1
Lista de la ictiofauna del embalse de Bemposta, basada en la información propia, complementada por la de los pescadores locales. (1) Especie no capturada pero cuya presencia se confirmó por el exámen de ejemplares pescados en el embalse. (2) Especie no capturada pero que es pescada esporádicamente por los pescadores profesionales.
Check list of fishes of Bemposta reservoir. It is based on personal data complemented with information from local fishermen. (1) Non collected species. Specimens collected at Bemposta were examined. (2) Non collected species. It is occasionally reported by fishermen.

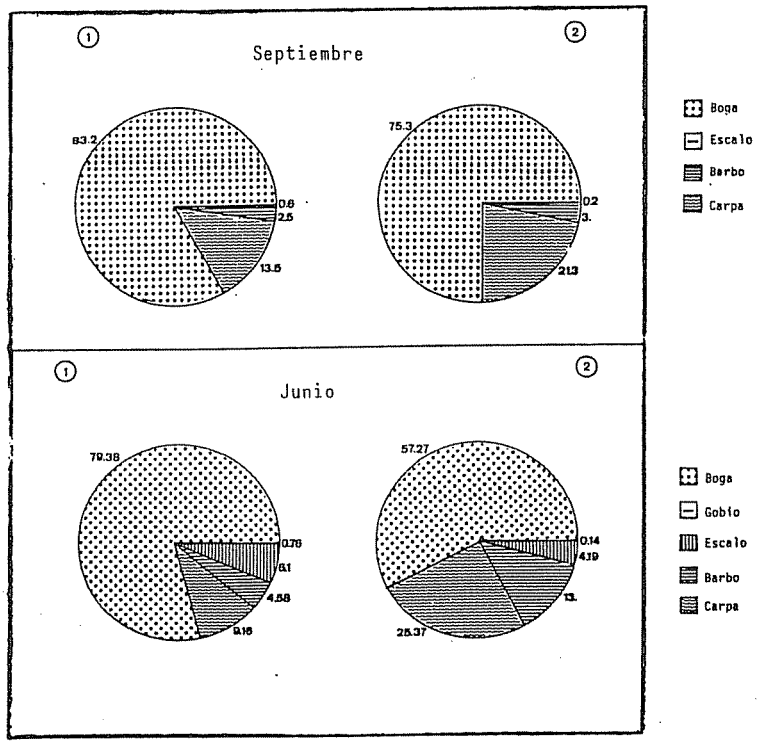


FIGURE 2
Composición de las capturas realizadas en el embalse de Bemposta. (1) Abundancia relativa de las especies. (2) Biomasa relativa de las especies.
Composition of the captures made in the Bemposta reservoir. (1) Relative abundance of species. (2) Relative biomass of the species

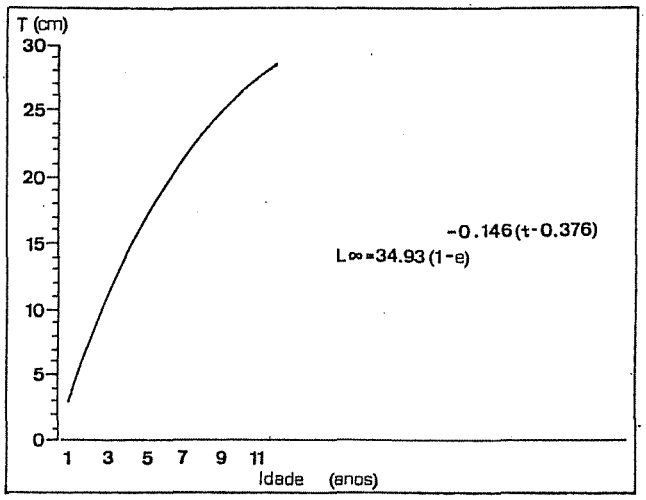


FIGURA 3
Curva teórica de crecimiento de Von Bertalanffy en las bogas del embalse de Bemposta.
Theoretical curve of growth of the nase of Bemposta reservoir.

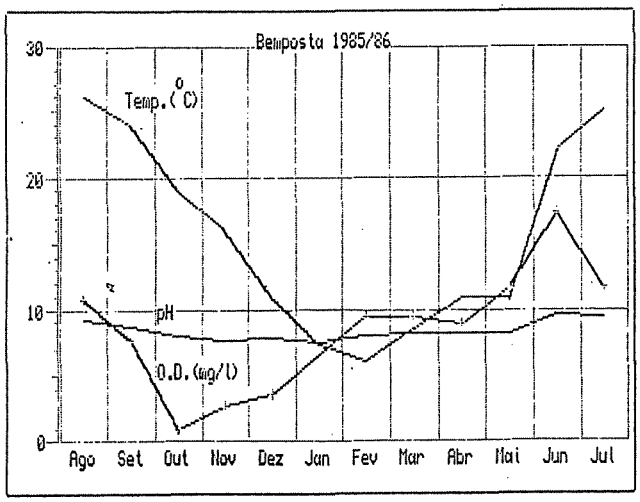


FIGURE 4
Evolución de algunos parámetros fisico-químicos del embalse de Bemposta durante el periodo de estudio (CEQ/FEUP y IZUP/FCUP), 1986
Evolution of some physicochemical parameters of Bemposta reservoir during the study - period (CEQ/FEUP and IZUP/FCUP), 1986.

entlongitud observada en ambos muestreos no difiere (cuadro 2). la relación entre los dos sexos es favorable a las hembras (2 ♀ : 1 ♂).

Las restantes especies son todavía menos importantes. Los barbos, Barbus barbus bocagei STEINDACHNER, 1864, pueden influir en el procentaje de la biomasa capturada (figura 2), una vez que alcanzan las mayores dimensiones del estado adulto. Se registran pocas capturas, pero los resultados observados (cuadro 2) deben ser considerados cuidadosamente. La relación entre sexos se determinó sólo en Junio (1 ♀ : 2 ♂).

La pesca profesional es ejercida por un reducido número de pescadores (unos 6) y sólo a tiempo parcial, alternativo a la actividad agrícola. Las declaraciones sobre capturas realizadas por los pescadores son escasas y sin duda subestiman la pesca local. No obstante, permiten confirmar los datos obtenidos en nuestras campañas de muestreo en cuanto a la composición relativa de la comunidad y permiten apreciar la importancia económica de esta actividad (rendimiento bruto de 300 000$00/mes/pescador - valor aproximado en los meses de actividad de pesca de los que tenemos registro).

ESPECIE	LOCAL	ÉPOCA	a	b	n	r	
Ch. polylepis	B. Bemposta	Set.	-1,47	2,66	10	0,99	(1)
		Jun.	-1,63	2,79	46	0,97	(1)
	R. Douro	-	---	2,73-3,3	-	--	(2)
	*B. Arrocampo	-	-1,70	2,80	82	--	(3)
	**	-	1,9	2,99	64	--	(3)
C. carpio	B. Bemposta	Set.	-1,48	2,80	11	0,99	(1)
		Jun.	-1,42	2,70	12	0,98	(1)
B. barbus	B. Bemposta	Jun.	-1,66	2,89	6	0,99	(1)
	R. Jarama	Jun.	0,016	3,14	44	--	(4)
L. cephalus	B. Bemposta	Set.	-1,45	2,69	8	0,98	(1)
	R. Jarama	-	-2,10	3,37	-	--	(5)

CUADRO 2

Parámetros de la ecuación de la relación peso/longitud (log W = log a + b log L) para algunas de las especies encontradas en el embalse de Bemposta y en otros rios o embalses europeos.
n = tamaño de la muestra. r = correlación. Datos de (1) presente trabajo, (2) CULEBRAS y JALON, 1985, (3) GRANADO, 1979, (4) LOBON-CERVIA y FERNANDEZ-DELGADO, 1984, (5) LOBON-CERVIA y PENCZAK, 1984). (*) Machos, (**) Hembras.

Parameters of equation log W = log a + b log L (weight/length) of some species found at Bemposta reservoir and another european rivers or reservoirs.
n = size of the sample. r = correlation coefficient. Data from (1) This paper, (2) CULEBRAS Y JALON, 1985, (3) GRANADO, 1979, (4) LOBON-CERVIA Y FERNANDEZ DELGADO, 1984, (5) LOBON-CERVIA Y PENCZAK, 1984. (*) Males, (**) Females.

CONCLUSIONES

Las condiciones ambientales observadas en el embalse de Bemposta están próximas a los límites de resistencia de los ciprínidos, aunque sólo durante un corto periodo del año. No obstante, son toleradas dada la gran capacidad de adaptación de estos peces (ALABASTER y LLOYD, 1980, HUGHES, 1981).

No se puede, todavía, extrapolar estas condiciones como si fuera lo que ocurre todos los años, ya que el crecimiento razonable de las formas presentes hace suponer situaciones más favorables.

Teniendo en cuenta el aprovechamiento local de la pesca, que tiene gran importancia, resulta del mayor interés preservar e, incluso, mejorar las condiciones que se han observado, de modo que estas potencialidades económicas no desaparezcan.

BIBLIOGRAFIA

ALABASTER, J.S., LLOYD, R., 1980.- Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths. Londres.

BAGENAL, T.B., TESH, F.W., 1978.- Age and growth. En Bagenal, T.B. (ed.) Methods for the assessment of the fish production in freshwaters. I.B.P. Handbook nº 3. Blackwell Sci. Publ. Oxford.

CEQ (FEUP) y IZUP (FCOP), 1986.- Estudo da qualidade da água da albufeira da Bemposta. Relatorio do trabalho para EDP.

CULEBRAS, E.B., JALON, D.G., 1985.- Edad y crecimiento de la boga de rio Chondrostoma polylepis, STEIN. 1865, en la cuenca del Duero. III Congreso Español de Limnol., Leon. 2-5 Julio de 1985

GRANADO, C., 1979.- Estudio de las poblaciones de peces del embalse de Arrocampo (Cáceres). Tesis de Lic. Univ. Sevilla. En Lobon-Cervia, J., y Elvira B., 1981: Edad, crecimiento y reproducción de la boga de rio (Chondrostoma polylepis SETEIN. 1865) en el embalse de Pinilla (rio Lozoya). Bol. Inst. Espa. Oceano., 6 : 200-213.

HUGHES, G.M., 1981.- Effects of the low oxygen and pollution on the respiratory system of fish. En Pickering, A.D., 1985.- Stress and fish. Academic Press. Londres.

LOBON-CERVIA, J., 1982.- Population analysis of the iberian nase (Chondrostoma polylepis STEIN. 1865) in the Jarama River. Vie et Milieu, 32(3) : 139-148.

LOBON-CERVIA, J., ELVIRA, B., 1981.- Edad, crecimiento y reproducción de la boga de rio (Chondrostoma polylepis STEIN. 1865) en el embalse de Pinilla (Rio Lozoya). Bol. Inst. Espa. Oceano., 6 : 200-213

LOBON-CERVIA J., FERNANDEZ-DELGADO, J., 1984.- On the biology of the barbel (Barbus barbus bocagei) in the Jarama river. Folia Zoologica, 33 (4) : 371-384

LOBON-CERVIA, J., PENCZAK, T., 1984.- Fish production in the Jarama river, central Spain. Hol. Ecol., 7 : 128-137

NIKOLSKII, G.V., 1969.- The theory of fish population dynamics as the biological background for rational exploitation and management of Fisherie resources. Trad. de J.E.S. Bradley. Ed. por R.Jones. Moyler and Boyd, Ltd.

VALENTE, A.C.N., 1986.- As populaçoes piscícolas do rio Febros. 1º Congresso Inter. sobre o Rio Douro, V.N. de Gaia, 5/4 a 2/5 de 1986.

PRODUCCION PISCICOLA EN SIETE EMBALSES ESPAÑOLES: MEMORIA DE UN PROYECTO Y RESULTADOS PRELIMINARES.

Carlos GRANADO LORENCIO y Fernando SANCHO ROYO

Departamento de Ecologia, Facultad de Biologia,41080 Sevilla,España.

Palabras clave: Peces,embalses,produccion piscícola.

SUMMARY

FISHERIES PRODUCTION IN SEVEN SPANISH RESERVOIRS: PROJECT AND PRELIMINARY RESULTS

Key words: Fishes,reservoirs,fisheries production.

The factors regulating fish production from spanish reservoirs systems remain unknow . During the period 1985-1986 a limnological and ichthyological study on seven reservoirs was carried out to provide guidelines for future development of the fisheries and aquaculture.

Fishes were collected using trammel nets at 6 fixed stations shared along the reservoir surface. A total of 17 variables were investigated in relation to reservoir fish populations and fish biomass.

According to ours results, the most important variables were mean depth and shore development factor.

INTRODUCCION

La explotacion de los recursos biológicos existentes en las aguas epicontinentales ha constituido una práctica habitual en las civilizaciones antiguas. Sin embargo,es en este siglo,y más especialmente en las últimas décadas, cuando ha empezado a generalizarse la conviccion de que estamos con un recurso importante,tradicionalmente relegado a un plano muy secundario.

A excepcion de paises como China y otros asiáticos,donde la tradicion cultural y las necesidades alimentícias han mantenido un desarrollo integral de la acuicultura y la explotacion piscícola de las masas de agua dulce, son los denominados "desarrollados"(Canadá,Estados Unidos,Israel y centroeuropeos) quienes mantienen importantes planes de investigacion y explotacion de los potenciales ícticos de sus rios,lagos y embalses.

Esta tendencia general ha permitido,entre otras realizaciones,avances notables en el conocimiento de la produccion secundaria de los ecosistemas epicontinentales (HENDERSON,1973;FAO,1974,1981 y 1983;BHUKASWAN,1980; FRASER 1981;PIHU y MAEMETS,1982;HOWELLS,1984; y otros); así como metodologias que permiten evaluar las capacidades productivas de las aguas lénticas(RYDER ,

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 359-367

1964 y 1982; JENKINS,1970,1978 y 1982;HENDERSON y WELCOMME,1974;RYDER, KERR, LOFTUS y REGIER,1975;WELCOMME,1976;MAY,BEDDINGTON y CLARK,1979; RIGLER,1982; y otros).

Nuestro país se encuentra,en este campo,en una posicion retrasada en relacion a la gran cantidad de agua embalsada que posee(más de 800 grandes embalses). Los datos sobre la produccion piscícola en este tipo de masas de agua son escasos(GRANADO LORENCIO y GARCIA NOVO,1985 y en prensa).

En tal situacion,y con el objetivo de conocer la riqueza íctica de algunos embalses,se ha llevado a cabo un Proyecto que,por primera vez,acometa la evaluacion pesquera de siete embalses del sur de España y la determinacion de aquellas variables morfológicas,morfométricas,de uso y/o limnológicas que estan ligadas a dicha produccion íctica natural. El interés no residía en la deteccion de factores capaces de modelar las producciones piscícolas de los embalses estudiados, sino más bien en buscar parámetros ambientales,de amplia contrastacion en la bibliografía, y fácil aplicacion para el resto embalses del pais.

MATERIAL Y METODOS

Fueron seleccionados los embalses de Aracena,La Minilla,El Gergal, en la cuenca del Rio Rivera de Huelva; Cala, en la del Rivera de Cala; Torre del Aguila, en la del Salado de Moron; Bornos y Arcos, en la del Guadalete (Figura 1).

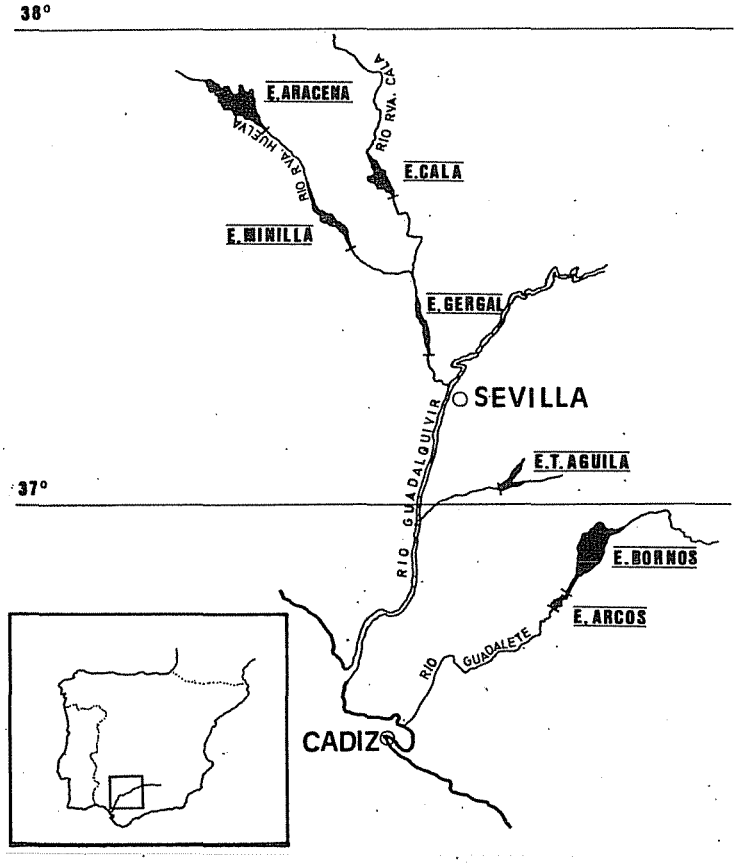


Figura 1. Localizacion de los embalses.

Figure 1. Geographic locations of the reservoirs.

Se realizaron cuatro campañas de muestreo,por embalse; tomándose,en cada una de ellas, muestras de agua (a 500 m. de la presa),perfil vertical de temperatura,oxigeno y transparencia en tres puntos(presa, tramo medio y cola). La ictiofauna fue muestreada con seis trasmallos de 12 x 2 m. , en 24 horas(unidad de esfuerzo de pesca), repartidos por toda la superficie del embalse, y en cada campaña (24 muestras independientes). Se realizaron doce muestras con ecosonda,por embalse y campaña.

Los resultados de las capturas con red se relativizaron con el uso del término capturas por unidad de esfuerzo de pesca (CPUE);igualmente se procedió con la biomasa capturada (BPUE). La evaluacion de las poblaciones y la biomasa total del embalse fué realizada a partir de los resultados de red y métodos ecointegradores (GRANADO LORENCIO y GARCIA NOVO, en prensa).

Las variables analizadas en relacion a las capturas y biomasas son:

1. Volúmen total del embalse(Hm^3): Media de los 5 últimos años.
2. Superficie total del embalse(Has): Según volúmen total.
3. Profundidad media(m.): Relacion Volúmen / superficie.
4. Factor de Desarrollo de la orilla: La longitud de orilla del embalse, comparada con la de una circunferencia igual a la del embalse.
5. Edad(años): Desde la fecha de llenado.
6. Fluctuacion de nivel(m): Valor medio entre la cota mínima y máxima alcanzado durante los últimos 5,4,3,2 y 1 años (cada valor es analizado independientemente).
7. Tasa de renovacion.
8. Sólidos disueltos (ppm): Media anual de las 4 campañas.
9. Sólidos en suspension(ppm): Idem.
10. Conductividad(mhos/cm): Idem.
11. Alcalinidad(meq/l.): Idem.
12. Fosfato(mg PO_4/l.): Idem.
13. Nitrato(µg N/ l.): Idem.
14. Nitrito(µg N/ l.): Idem.
15. Amonio(µg N/ l.): Idem.
16. Clorofila a (mg/m^3): Idem.
17. Transparencia(cm): Idem.
18. Composicion y abundancia de fitoplancton y zooplancton.

Paralelamente, se efectuaron los siguientes estudios en la fauna íctica : estructura en edad(escamas y método de Petersen),sex-ratio, índices poblacionales y de crecimiento ,y contenidos estomacales.

La matriz general de las variables fué sometida a análisis del tipo regresion lineal simple y múltiple.

RESULTADOS

En este apartado tan sólo se hará referencia a los resultados del muestreo con redes,composicion cualitativa y cuantitativa de las especies por embalse, y primeros datos de las relaciones entre variables analizadas.

En la figura 2 se representan los resultados de CPUE y BPUE en cada uno de los siete embalses estudiados.

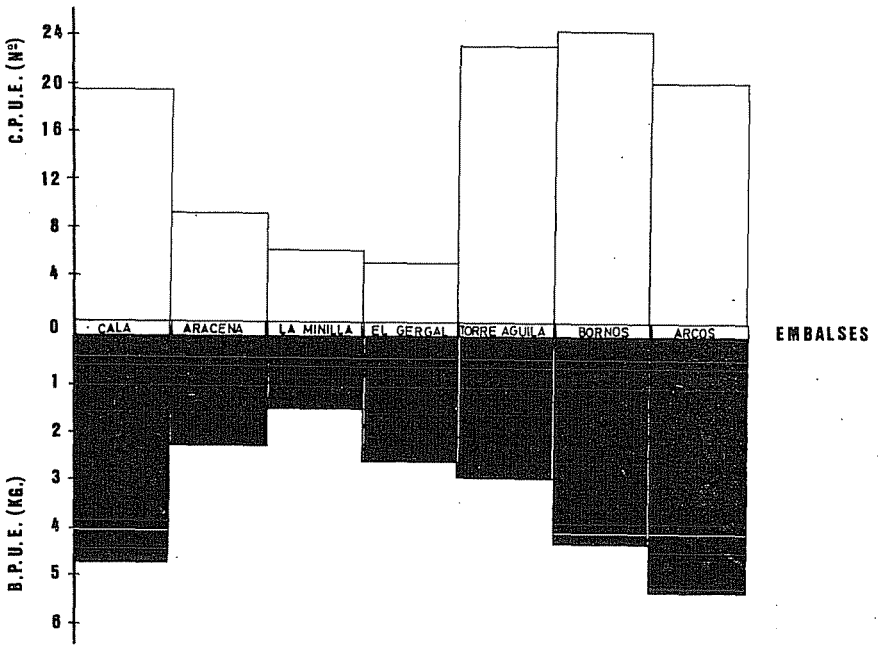


Figura 2. Capturas por unidad de esfuerzo(CPUE) y biomasa por unidad de esfuerzo(BPUE).

Figure 2. Catch per unit effort(CPUE) and biomass per unit effort(BPUE).

La composicion cuantitativa y cualitativa de cada especie, biomasa y número, se representa en la Figura 3(Los datos corresponden a la suma de las cuatro campañas).

Los valores de biomasa total estimada,y por hectárea, calculados en cada embalse, a partir de los datos obtenidos con redes y ecosonda, quedan expresados en la tabla 1.

Embalse	Biomasa Total (Tm)	Biomasa/hectárea (Kg)
Aracena	28	34.1
La Minilla	7	33.3
El Gergal	5	35.7
Cala	32	88.8
T. Aguila	17	26.1
Bornos	527	340.0
Arcos	40	160.0

Tabla 1. Estimas de biomasa total y por hectárea.

Table 1. Fish biomass and fish biomass per hectare.

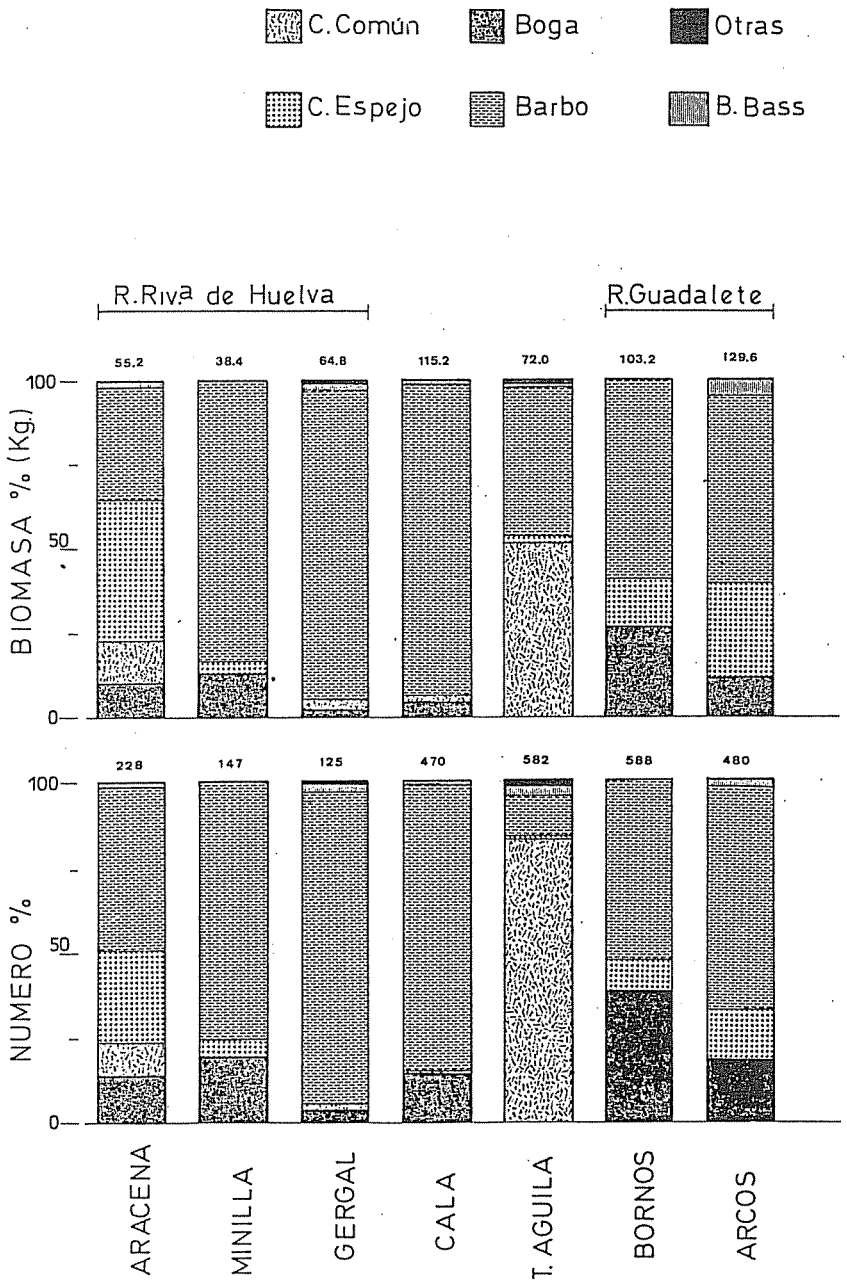


Figura 3. Estructura específica,número y biomasa,por embalse.

Figure 3. Specific structure,number and biomass,in each one reservoir.

En la Figura 4 se muestran las regresiones más significativas en el análisis bivariante entre CPUE ó BPUE y las restantes variables.

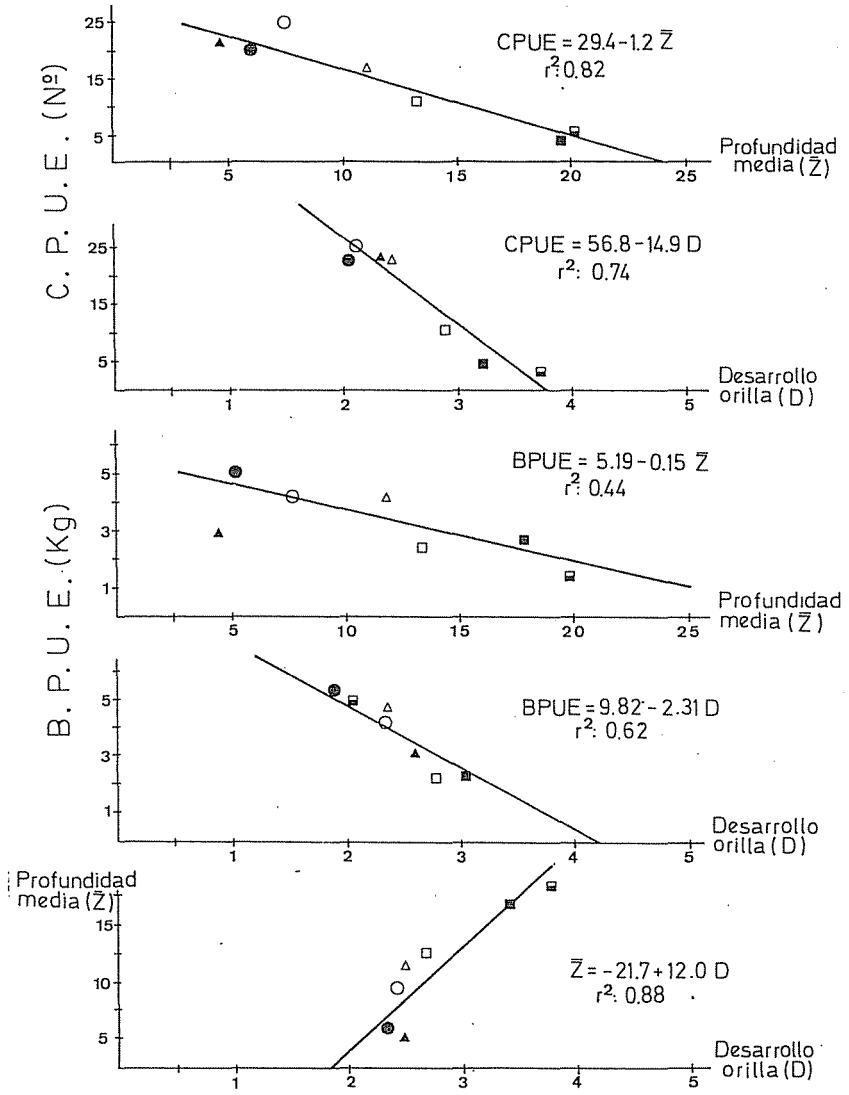


Figura 4. Rectas de regresion entre CPUE y profundidad media; CPUE y factor de desarrollo de la orilla; BPUE y profundidad media; BPUE y factor de desarrollo de la orilla; profundidad media y factor de desarrollo de la orilla.

Figure 4. Regression line between CPUE and mean depth; CPUE and shore development factor; BPUE and mean depth; BPUE and shore development factor; mean depth and shore development factor.

Embalses (reservoirs): Aracena □ ; La Minilla ▣ ; El Gergal ■ ; Cala △ ; Torre del Aguila ▲ ; Bornos o ; Arcos ● .

DISCUSION.

Los primeros resultados obtenidos en este trabajo ponen de relieve la complejidad de manejo de los embalses españoles. Existe gran número de variables que interaccionan a distintos niveles,haciendo difícil,en esta fase del Proyecto,una simplificacion modélica. Si con relacion a elementos de los eslabones inferiores(fitoplancton,zooplancton,etc.) no resulta fácil obtener interpretaciones claras de los factores ecológicos clave de su ciclo y otras características(abundancia,diversidad,...); respecto a la ictiofauna,el grado de indeterminacion aumenta. Las migraciones reproductivas, el home-range, la ocupacion diferencial del espacio,el efecto de macro y microperturbaciones y otros factores ambientales sobre la dinámica poblacional,contribuyen a la imprecision de los resultados; obligando a un diseño más completo del muestreo y a una mejor seleccion de las variables a considerar en posteriores estudios.

A todo ello,se debe sumar la "baja" estructuracion de las comunidades ícticas de los embalses del sur de España, no existiendo especies ictiófagas (salvo en aquellos casos en que se hayan introducido black-bass y/o lucio),ni planctófagas,siendo poco eficiente la explotacion de estos niveles por parte de las especies ibéricas. La principal via es la detritívora y/o bentónica (GRANADO LORENCIO y GARCIA NOVO,1986). Dicha característica impide mantener complejas cadenas tróficas,que harían más eficiente el flujo de energia a través de la comunidad,y por ende, la mayor correlacion entre procesos y a nivel piscícola.

Sin embargo,la aportacion contenida en este trabajo es de gran interes. En primer lugar,la composicion cualitativa,en la mayor parte de los embalses, está dominada por el barbo(Barbus sclateri),especie ésta endémica del país y adaptada a una alimentacion bento-detritívora. Su dominancia en número, se ve acompañada en relacion a su biomasa. Las restantes especies(carpa común,Cyprinus carpio; boga de rio,Chondrostoma willcommi; carpa de espejo, Cyprinus specularis; black-bass,Micrópterus salmoides;anguila,Anguilla anguilla y otras) presentan porcentajes inferiores. Resulta interesante comentar el bajo porcentaje de barbo en el embalse de Torre del Aguila; ésto,siblemente, se deba a ser un embalse de regadío,con reiteradas fases de sequía total;en tal situacion,los ejemplares encontrados corresponden a los restos de las poblaciones residentes en charcas y pozas,durante el periodo seco, que al llenarse el embalse vuelven a él(siendo escasa su reproduccion).Al contrario, la abundante presencia de carpa común,denota la buena adaptacion de esta especie a tal perturbacion,con altas tasas reproductivas; hecho comprobado por el elevado número de jóvenes de clase de edad 0+,1+ y 2+(datos no recogidos en este artículo).

Otra contribucion emanada del presente estudio son las estimas de biomasa íctica de los embalses. Además del valor intrínseco de las mismas, cabe resaltar la supremacía de dos de ellos: Bornos y Arcos.El primero,tiene una superficie de 1550 Has y una profundidad media de 8 m.;correspondiendo al segundo,250 Has y 5.2 m. de profundidad media. La combinacion de ambos,junto con el nivel de eutrofia de los mismos,determinan un sistema acuático muy productivo. Todas estas características morfológicas y de funcionamiento , hacen posible el mantenimiento de tan importantes biomasas. El embalse de Cala,situado en un nivel intermedio entre ambos y el resto de los embalses, las variables antes mencionadas tambien se encuentran entre ambos grupos.

Finalmente,unas breves reflexiones sobre las relaciones encontradas entre la densidad y biomasa de la ictiofauna y algunas variables métricas.

Si bien, el análisis aún no está finalizado y posiblemente existan algunas otras variables capaces de explicar la diferenciacion entre embalses;dos han sido las que han mostrado una mejor interrelacion: la profundidad media y el factor de desarrollo de la orilla. Respecto a la primera,ya se ha puesto de manifiesto su importancia sobre el crecimiento de boga de rio en algunos embalses del Rio Tajo (GRANADO LORENCIO et al.,1985). Su contribucion parece evidente,al resumir una capacidad productiva de los ecosistemas acuáticos,una menor profundidad media,permite que haya una mayor superficie del embalse con agua eufótica e incluso con buena estructuracion del bentos litoral y de fondo. Además de reflejar una tipologia del embalse mas somero,de vaso amplio,etc.

Respecto a la segunda variable, si bien en estudios realizados en otros paises,sobre lagos naturales,refleja un hecho evidente,factores bajos corresponden a lagos regulares,amplios,con abundantes ensenadas,poco regular baja profundidad media; mientras que factores altos son propios de lagos estrechos,alargados,profundos; en el caso español estas propiedades se ven falseadas ya que los embalses son rios anegados,y no atienden a procesos de geomorfologia lacustre. Sin embargo,y quizás con un cierto grado de suerte, al elegir los embalses a estudiar, parece mantenerse dicha propiedad. Ambas variables han mostrado una buena relacion.

En el ocaso de esta discusión,resulta obligado recapitular los objetivos iniciales del trabajo y apostillar algunas ideas. La riqueza de peces de nuestros embalses constituye un recurso desaprovechado y en alguna medida abundante,cuya explotacion,si bien no es competitiva,si puede ser una actividad productiva local y/o un sistema de control de los niveles de eutrofia de nuestras aguas epicontinentales(entre otros muchos). Igualmemte, la potencialidad de estos ecosistemas acuáticos permite un manejo racional , encaminado a objetivos previamente planteados; la introduccion de especies exóticas que ocupen nichos vacios y de interés comercial más elevado que las autóctonas,pueden estructurar las comunidades y ejercer una explotacion de los recursos existentes más eficiente. Asi tambien, y en el ojo del huracan de la acuicultura, los embalses contienen unas características propias del medio natural, inmejorables para experiencias de cría tanto en intensivo como en extensivo, que harían posible elevados rendimientos.

Con el convencimiento de su interés nacional y como experiencia que abra un campo de investigacion,olvidaddo secularmente,ha sido realizado el presente Proyecto.

BIBLIOGRAFIA

BHUKASWAN,T. 1980. Management of Asian reservoir fisheries.FAO Fish.Tech.Pap. (207): 27 p.

FAO, 1974. Symposium on the methodology for the survey,monitoring and praisal of fisherry resources in lakes and large rivers.EIFAC Tech.Pap.(23):33p.

FAO, 1980. Comparative studies on freshwaters fisheries. Fish.Tech.Pap.:46 p.

FAO, 1981. Working Party on the promotion of fishery resources research in developing countries. Fish.Report (251):235 p.

FAO, 1983. Informe de la segunda reunion del grupo de trabajo de la COPESCAL sobre recursos pesqueros.Iquitos,Perú,:23 p.

FRASER,J.M. 1981. Estimates of the standing stocks of fishes in four small Precambrian shield lakes.Canadian Field-Naturalist 95(2):137-143.

GRANADO LORENCIO,C. y GARCIA NOVO,F. 1985. Fish community evolution of the fish in a mew reservoir(southern Spain).Procc.Symp. Small Hydropower Fisheries Denver, USA : 485-488.

GRANADO LORENCIO,C. y GARCIA NOVO,F. 1986.Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. Ekol.Pols.,34(1): 95-110.

GRANADO LORENCIO,C. y GARCIA NOVO,F.(en prensa). Biomasa y produccion de la ictiofauna en un embalse reciente. Oecología Aquatica

GRANADO LORENCIO,C.; GUILLEN,E. y CUADRADO,M.1985. The influence of somefactors on growth of iberian nase,Chondrostoma polylepis(Steind.,1865) in three reservoirs of westhern Spain. CYBIUM 9(3): 225-232.

HENDERSON,H.F. 1973. Actual and potential yield of fish in Lake Nasser.FAO:6 p

HENDERSON,H.F. y WELCOMME,R.L. 1974. The relationship of yield to mrphoedaphic index and numbers of fisherman in African Inland Fisheries. CIFA Ocs.Pap (1): 19 p.

HOWELLS,G.D. 1984. Fisheries decline:mechanisms and predictions.Phil.Trans Soc. Lond. 305:529-547.

JENKINS,R.M. 1970. The influence of engineering desing and operation and other environmental factors on reservoirs fisheries.Water Res.Bull.6:110-119.

JENKINS,R.M. 1978. Prediction of fish production in Oklahoma reservoirs on the basis of environmental variables. Ann.Okla.Acad.Sci., 5:11-20.

JENKINS,R.M. 1982. The morphoedaphic index and reservoir fish production.Trans. Amer.Fish.Soc., 111:133-140.

MAY,R.;BEDDINGTON,J. y CLARK,C. 1979. Management of multispecies Fisheries. Science, 205(4403) : 267-277.

PIHU,E. y MAEMETS,A. 1982. The management of fisheries in Lake Vörts jartvsd Hydrobiologia, 86:207-210.

RIGLER,F.H. 1982. The relation between fisheries management and limnology.Tran Amer.Fish.Soc. 111: 121-132.

RYDER,R.A. 1964. Chemical characteristics of Ontario lakes: with reference to a method for stimating fish production.Lands and Forest Dep.(48), Canada 75 p.

RYDER,R.A. 1982. The morphoedaphic Index: use,abuse and fundamental concepts. Trans.Amer.Fish.Soc. 111:154-164.

RYDER,R.A.;KERR,S.R.;LOFTUS,K.H. y REGIER,H.A. 1974. The morphoedaphic index a fish yield stimator-review and evaluation.J.Fish.Res.Bd.Can.31:663-668

WELCOMME,R.L. Some general considerations on the fish yield of African rivers. J.Fish.Biol. 8:351-364.

APORTACIONES A LA IDEA DEL LOCALISMO DE LOS CLADOCEROS: ALGUNAS ESPECIES ESPAÑOLAS COMO PARADIGMA

Miguel Alonso

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

Palabras clave: Cladóceros, taxonomía, biogeografía.

SUMMARY

CONTRIBUTIONS TO THE IDEA OF THE LOCALISM IN CLADOCERA: SOME SPANISH SPECIES AS PARADIGM

Key words: Cladocera, taxonomy, biogeography.

Recent studies have demonstrated that some accepted cosmopolitan taxa are groups of closely related species. This was the case of Ephemeroporus barroisi, Alona karua and A. verrucosa, all of them have wide paratropical distribution and have morphologically differentiated taxa in Spain.

In this work the relationships between Spanish populations and those from other parts of the world are established. E. barroisi complex has two species, E. margalefi and E. epiaphantoii, and A. karua one not yet described.

Since all of the Spanish taxa are mainly distributed throughout the South-West quadrant of the Iberian Peninsula, the possible significance of this region as tropical relict area is also discussed.

INTRODUCCION

Los cladóceros integran uno de los grupos de organismos de agua dulce más interesantes desde el punto de vista faunístico, biogeográfico y ecológico. Se trata de crustáceos muy antiguos que debieron dispersarse por las aguas epicontinentales en una fase previa a la total separación de los continentes (TASCH, 1969), lo que puede explicar su modelo de distribución, en el que los géneros son más cosmopolitas que las especies. Su tasa de diferenciación morfológica parece ser baja, y los procesos de especiación alopátrica que han actuado sobre las poblaciones aisladas sucesivamente en continentes muy lejanos han dado lugar a complejos de especies morfológicamente muy afines.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 369-378

Hasta hace relativamente poco se pensaba que la mayor parte de los cladóceros eran cosmopolitas. Esta teoría pudo tener su origen en un conocimiento deficiente de la taxonomía, la cual ha pasado por etapas diferentes a lo largo de la historia (FREY, 1982a) y actualmente requiere una puesta al día. Los primeros trabajos, algunos muy notables, realizados entre finales del siglo XIX y principios del XX trataron con cierta extensión Europa (LILLJEBORG, 1901) y puntos aislados del resto del mundo (SARS, 1888, 1890, 1916; RICHARD, 1894, 1895, 1896). Estos primeros pasos, muy prometedores, fueron seguidos de un deterioro progresivo: los complejos de especies fueron interpretados como espectros de variabilidad de una misma especie, y dada la extraordinaria capacidad de dispersión que se atribuía a los cladóceros, se aceptó la idea del cosmopolitismo.

La mayor parte de los trabajos publicados entre 1930 y 1980 cuidan muy poco las descripciones y transfieren los nombres de las especies de un continente (generalmente Europa) a las de otro. Aceptando a priori la identidad de las especies, muchos autores creen más que justificado tomar dibujos prestados de faunas locales (por ejemplo, de la de Suecia de Lilljeborg) para ilustrar especies de Argentina (OLIVIER, 1962) o de Estados Unidos (PENNAK, 1978), probablemente por dudar de su propia capacidad para realizarlos. Además de encontrarse en trabajos regionales, dichos errores se extienden a manuales mucho más trascendentes, que han dirigido la fórmación de especialistas de todo el mundo. En las claves de Birge publicadas por WARD & WHIPPLE (1918, 1ª edición) y revisadas por Brooks (1959, 2ª edición), se da por supuesto que la mayor parte de las especies de Norteamérica son las mismas que las europeas, y parece que al menos seis de ellas no existen en aquel país (FREY, 1982a). El libro de SMIRNOV (1971) traducido del ruso al inglés (1974) recoge el caos mundial de la taxonomía de los quidóridos, ordenado según una clasificación trinómica; posee información original y bibliográfica, pero también errores tan graves como la ilustración de Alona rectangula pulchra, basada en una preparación de Alona (Biapertura) verrucosa. En ŠRÁMEK-HUŠEK (1962) y FLÖSSNER (1972) se ilustra el postabdomen del macho de Alona intermedia (aún desconocido) con uno de Alona guttata. Alona intermedia es también ilustrada por MARGARITORA (1983, 1985) con dibujos de A. azorica o A. esteparica (ALONSO, 1985a).

La idea del cosmopolitismo ha conducido incluso a hacer redescripciones con material procedente de localidades muy alejadas de la terra typica de las especies originalmente descritas. Por ejemplo, Daphnia dolichocephala de Cabo de Buena Esperanza (Sudáfrica) fué redescrita con material muy diferente, de una laguna salada de Cerdeña (Daphnia mediterranea) por MARGARITORA (1972), partiendo de la base, probablemente errónea, de que D. dolichocephala era afín a este tipo de aguas (ALONSO 1985 b).

Como resulta evidente, todo este confusionismo constituye un freno considerable al avance en el estudio de los cladóceros, y aún en la actualidad es difícil mantener un criterio objetivo ante la información emanada de investigadores de prestigio reconocido. Recientemente se han publicado nuevas faunas regionales que siguen ignorando las tendencias actuales de la taxonomía, y en las que aún se incluyen ilustraciones importadas, como la de SMIRNOV & TIMMS (1983), severamente juzgada por FREY (1985a), la de MARGARITORA (1985) y otras en las que se afirma,

por ejemplo, que la fauna de cladóceros de Sudamérica tropical se conoce suficientemente (GREEN, 1981).

Los avances más significativos (Korovchinsky, Paggi, Hann y Frey) incorporan en el análisis de las especies descripciones anatómicas, lo más completas posible, ilustradas con cámara clara y fotografías al microscopio electrónico de barrido de hembras partenogenéticas, hembras efipiales y estados I, II y III (adultos) del macho, no sólo sobre individuos sino entre poblaciones. Los resultados son muy interesantes: se ha conseguido fragmentar la distribución de varios falsos cosmopolitas, como Eurycercus lamellatus (FREY, 1973, 1978) y Ephemeroporus (= Chydorus) barroisi (FREY, 1982b), o distinguir entre especies de un mismo complejo, como Chydorus sphaericus - C. brevilabris - C. biovatus (FREY, 1980, 1985b), Disparalona rostrata - D. leei, Oxyurella tenuicaudis - O. brevicaudis (MICHAEL & FREY, 1983, 1984), etc.

Desterrada la idea del cosmopolitismo de los cladóceros, cualquier estudio regional en el que se incluyan comparaciones con material tipo o procedente de otros países puede resultar apasionante. Con esta perspectiva se encuentran cuatro nuevas especies en vías de descripción y cinco ya descritas (ALONSO, 1985 a, b y en prensa), sólo en territorio español.

COMPLEJOS DE ESPECIES DE DISTRIBUCIÓN MUNDIAL CON REPRESENTANTES IBÉRICOS QUE MUESTRAN UN GRADO DE DIFERENCIACIÓN NOTABLE

Complejo Ephemeroporus barroisi

La descripción original (Chydorus barroisi) fué realizada con material de Siria y señala como características específicas más importantes la existencia de cuatro dentículos en el labro y uno en el margen ventral posterior de las valvas. Esta combinación fué apareciendo después en pequeños quidóridos de prácticamente los cinco continentes, y la especie se consideró cosmopolita. Observaciones de FREY (1982b) sobre poblaciones de Norteamérica demostraron que la posesión de los dos caracteres morfológicos citados no era suficiente para definir la especie, ya que sólo en Florida coexistían tres taxones diferentes que los compartían. La falta de material tipo impidió la redescripción necesaria para situar la posición taxonómica del resto de las poblaciones descritas, de manera que tras ser declarado el nombre de Chydorus (=Ephemeroporus) barroisi nomen dubium, el conjunto de poblaciones repartidas por el mundo con las características morfológicas comunes citadas pasaba a ser considerado un complejo aún no determinado de especies.

Sólo en la península Ibérica ya se han podido diferenciar dos taxones pertenecientes al complejo barroisi: E. margalefi y E. epiapantoii. Ambos se distribuyen por las regiones silíceas de la banda occidental de la península y poseen una autoecología bien diferente. E. margalefi aparece en lagunas temporales, sobre materiales arenosos de aguas blandas, claras y ricas en vegetación, mientras que E. epiaphantoii lo hace en ríos de una calidad parecida. Las diferencias morfológicas son sencillas de observar, y pueden verse resumidas en la tabla I.

Tabla I. Características diferenciales de las dos especies de Ephemeroporus que viven en España, E. barroisi (datos de RICHARD, 1894) y una población del Irán.
Table I. Differential characteristics of the two species of Ephemeroporus that live in Spain, E. barroisi (Richard's data, 1894) and a population from Iran.

	E. barroisi	E. epiaphantoii	E. sp. (Irán)	E. margalefi
Extremo del labro	Afilado	Afilado	Afilado	Redondeado
Polígonos de las valvas	Alargados	Alargados con estrías	Alargados con estrías	Isodiamé-tricos, con puntos
Ángulo inferopost.	1 dentículo corto	1 dentículo corto	1 dentículo corto	1-3 dentícu los más largos
Postabdomen del macho	?	Espinas mar-ginales como en la hembra	?	Haces de fi nas espínu-las

E. epiaphantoii constituye una forma mucho más próxima al E. (Chydorus) barroisi de Richard que a E. margalefi y al resto de las especies del género descritas con suficiente detalle (FREY, 1982a, SARS, 1895, MARGARITORA, 1969) (tabla I). Por otro lado, E. epiaphantoii es muy afín a una población de Irán (ALONSO, en prensa), con la que se compararon sólo hembras partenogenéticas. De poder demostrarse la identidad de ambos taxones, la distribución de esta especie se ampliaría notablemente a lo largo de la franja de tierras situada al sur del Mediterráneo, lo cual no es de extrañar, dado que sus afinidades faunísticas con la península son notables. Ello ayudaría también a reforzar las posibles relaciones entre E. epiaphantoii y E. (Chydorus) barroisi de Richard, dado que la población de Irán, procedente de Pulvar See, constituye la localidad de Ephemeroporus más cercana a Siria.

Complejo Alona karua

Alona karua se caracteriza por poseer 2-5 dentículos en el margen ventral posterior de las valvas, dos poros cefálicos y el postabdomen redondeado en su extremo y haces de espinas laterales, con la espina distal muy desarrollada. La especie fué descrita (KING, 1853) y redescrita (SARS, 1888) en Australia, y posteriormente ha sido citada en los cinco continentes, entre los 40º de latitud N y S.

A. karua ha presentado algunos problemas taxonómicos. Hasta SARS (1916) había pertenecido al género Alonella en Australia, y figuraba

Tabla II. Características diferenciales entre Alona sp. gr. karua de Menorca (España) y la forma de Queensland (Australia).
Table II. Differential characteristics between Alona sp. gr. karua from Menorca (Spain) and the form from Queensland (Australia).

	Menorca	Queensland
Ángulo formado por las estrías de las valvas y el margen ventral	45º	30º
Estrías de las valvas	Muy marcadas	Poco marcadas
Long. abertura anal / Long. margen postanal	>1	<1
Pecten proximal	Como el distal	Mayor que el distal

como Leydigia quadridentata en Sudáfrica (BRADY, 1913). La propia redescripción de SARS (1888), a partir de un único ejemplar, pudo ser efectuada sobre un taxón diferente al de King, a juzgar por la diferencia entre la estructura del postabdomen de ambas descripciones (redondeado en la de Sars y muy anguloso en la de King). El conocimiento actual de la especie es deficiente a pesar de que el número de referencias con ilustraciones en la literatura es relativamente elevado. Probablemente, los caracteres diagnósticos son tan evidentes que se descuida el análisis detallado del resto de la morfología. Por ejemplo, en SMIRNOV (1971) y KOŘÍNEK (1984) se da la fórmula antenal 003/013 para poblaciones australianas y africanas, respectivamente, cuando lo normal es que ésta sea 003/113 (observaciones propias).

A. karua se encuentra actualmente en revisión (PAGGI, in litt.), y se supone que forma un complejo compacto de especies (FREY, in litt.). Por el momento, no se conoce su número, pero pueden distinguirse al menos dos taxones diferentes del neotipo de Sars, uno africano (KOŘÍNEK, 1984) y otro ibérico (ALONSO y PRETUS, en prep.). En la tabla II se recogen las características diferenciales más significativas entre poblaciones australianas e ibéricas. La Alona sp. gr. karua de Iberia posee una uniformidad morfológica notable en las tres poblaciones que se conocen, portuguesa (cabo de San Vicente), extremeña (Cáceres) y menorquina, lo que afianza su identidad. Desde el punto de vista ecológico, estas poblaciones son también convergentes, ya que aparecen en sistemas palustres maduros, de aguas poco mineralizadas y temporales.

Complejo Alona verrucosa

Alona verrucosa fué descrita en Brasil (SARS, 1901) y disfruta de una distribución típicamente paratropical. Se caracteriza por poseer un dentículo en el margen ventral de la quilla del labro, dos poros

Tabla III. Características diferenciales entre poblaciones del complejo Alona verrucosa de diferentes partes del mundo. Valvas: 1, lisa o con verrugas; 2, con estrías en la parte ventral. Postabdomen: 1, grupos de espinas anales con 3-4 espinas fuertes y un grupo anterior al ángulo preanal; 2, sólo grupos anales con 6-7 pequeñas espinas. Primer apéndice torácico: 1, gancho birrámeo con las dos ramas de longitud comparable; 2, gancho birrámeo con la rama plumosa más pequeña.

Table III. Differential characteristics between populations of the Alona verrucosa complex from different parts of the world. Shell: 1, smooth or with dimples; 2, with striae in the ventral part. Postabdomen: 1, anal clusters with 3-4 strong spines and a cluster anterior to the preanal angle; 2, only anal clusters with 6-7 small spines. First thoracic limb: 1, birrameous hook with the two branches subequal in length; 2, birrameous hook with the feathered branch smaller.

	Queensland (Australia)	Argentina (Paggi 1975)	Brasil	Florida	Texas	Ghana	España
Valvas	1	1	1	1	1	2	2
Postabdomen	2	1	1	1	1	2	2
1º apéndice torácico	2	1	1	1	1	2	2

cefálicos (Biapertura) centrales y los laterales conectados a sacos internos en forma de ocho, y por la estructura de la rama externa del endito del primer par de apéndices torácicos, que lleva dos ganchos desiguales, el mayor birrámeo y el menor trirrámeo.

Al igual que sucedía con Alona karua, las descripciones de A. verrucosa que aparecen en la literatura son de poca utilidad para estudios comparativos. En SMIRNOV (1971) se repite el error de no incluir la seda del primer segmento del endopodito en la fórmula antenal, bien precisada en PAGGI (1975).

La uniformidad entre poblaciones de partes diferentes del mundo es considerable; sin embargo, la observación detallada de algunos caracteres morfológicos permite discriminar tres grupos geográficos (tabla III), uno australiano, otro del continente americano y otro que se desarrolla en África y España. El australiano y el africano-español son muy afines, y sólo se diferencian por el ornamento de las valvas. La Alona gr. verrucosa española ha aparecido en el río Guadalupejo (Valdecaballeros, Badajoz), de caudal reducido y aguas poco mineralizadas, oligotróficas y ricas en hierro.

DISCUSION

El nuevo modelo de distribución de los cladóceros cuestiona los principios de cosmopolitismo y banalidad que se atribuían a la mayoría de las especies. Parece que ni sus formas de resistencia las hacen tan dispersables ni están sujetas a variabilidad interespecífica. La distribución por continentes de especies morfológicamente muy relacionadas como las de los complejos karua, verrucosa y barroisi muestra por un lado que el aislamiento de poblaciones se produce y que en él ha tenido que ver la deriva continental, y por otro, que las tasas de diferenciación morfológica son muy reducidas. Estas hipótesis se apoyan en hallazgos fósiles que prueban la existencia de estadios avanzados de la evolución de los cladóceros en el Oligoceno (FREY, en prensa) y en estudios paleolimnológicos que revelan identidad absoluta entre formas actuales y de 15 000 años de antigüedad en el Emiense interglacial de Dinamarca (FREY, 1962).

La distribución de los tres complejos analizados, preferente en el hemisferio austral, muestra que las poblaciones iniciales debieron originarse y dispersarse en el antiguo Gondwana. Es muy interesante además comparar su carácter paratropical con el hecho de que los representantes ibéricos se acantonen en el cuadrante sur-occidental de la península, que corresponde a su vez al de toda Europa. Teniendo en cuenta que, al menos, Alona sp. gr. karua, Ephemeroporus barroisi y E. epiaphantoii son endémicos, podría considerarse a esta zona de la península Ibérica un área de características particulares para la persistencia de reliquias tropicales terciarias debido a su situación al sur de las áreas afectadas por los glaciares, al abrigo del clima atemperado atlántico y a la abundancia de aguas muy finas y persistentes.

AGRADECIMIENTOS

La generosidad del Dr. Frey, de la Universidad de Indiana, y del Dr. Smirnov, del Instituto de Morfología Evolutiva y Ecología Animal de la Academia de Ciencias de la URSS, me permitió acceder a las colecciones exóticas, tipos y paratipos necesarios para establecer comparaciones directas con el material ibérico. A ellos debo también valiosas sugerencias.

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, M. 1985a. **Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros.** Tesis doctoral. Universidad de Barcelona: 795 pp.

ALONSO, M. 1985b. Daphnia (Ctenodaphnia) mediterranea: a new species of hiperhaline waters, long confused with D. (C.) dolichocephala Sars, 1895. **Hydrobiologia,** 128: 217-228.

ALONSO, M. en prensa. Morphological differentiation of two new Ephemeroporus species (Cladocera, Chydoridae) belonging to the barroisi complex: E. margalefi and E. epiaphantoii, in Spain. **Hydrobiologia.**

BRADY, G.S. 1913. On freshwater Entomostraca from various parts of South Africa. **Ann. Natal. Mus.**, 2: 459-474.

FLöSSNER, D. 1972. **Krebstiere, Crustacea. Kiemen - und Blattfüsser, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura.** Tierwelt Deutschlands, 60. 501 pp.

FREY, D.G. 1962. Cladocera from the Eemian interglacial of Denmark. **J. Paleont.**, 36: 1133-1154.

FREY, D.G. 1973. Comparative morphology and biology of three species of Eurycercus (Chydoridae, Cladocera). **Int. Rev. Ges. Hydrobiol.**, 58: 221-267.

FREY, D.G. 1978. A new species of Eurycercus (Cladocera, Chydoridae) from the Southern United States. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, 20: 1-26.

FREY, D.G. 1980. On the plurality of Chydorus sphaericus (O.F. Müller) (Cladocera, Chydoridae) and designation of a neotype from Sjaelsø, Denmark. **Hydrobiologia**, 69: 83-123.

FREY, D.G. 1982a. Questions concerning cosmopolitanism in Cladocera. **Arch. Hydrobiol.**, 93: 484-502.

FREY, D.G. 1982b. Relocation of Chydorus barroisi and related species (Cladocera, Chydoridae) to a new genus and description of two new species. **Hydrobiologia**, 86: 231-269.

FREY, D.G. 1985a. Book review of Smirnov & Timms (1983). **Journal of Crustacean Biology**, 5: 182-183.

FREY, D.G. 1985b. A new species of the Chydorus sphaericus group (Cladocera, Chydoridae) from Western Montana. **Int. Rev. ges. Hydrobiol.**, 70: 3-20.

FREY, D.G. en prensa. The non-cosmopolitanism of Chydorid Cladocera: implications for biogeography and evolution. In: K.L. Heck & R.H. Gore (eds.), **Crustacean Issues, Vol. 4, Crustacean Biogeography.** Rotterdam: A.A. Balkema.

GREEN, I. 1981. Cladocera. In: S.H. Hurbert, G. Rodríguez & N.D. Dos Santos (eds.), **Aquatic Biota of Tropical South America. Part 1. Arthropoda.** California. 323 pp.

KING, R.L. 1853. On Australian Entomostraca. **Papers and Proceed. Roy. Soc. Tasmania**, 2: 253-263.

KOŘÍNEK, V. 1984. Cladocera. In: I.I. Symoens (ed.), **Hydrobiological Survey of the Lake Bangweulu Luapula River Basin.** Bruxelles. 117 pp.

LILLJEBORG, W. 1901. Cladocera Suaciae. **Nova Acta Reg. Soc. scient. Upsal.**, 3, 701 p.

MARGARITORA, F.G. 1969. Un nuovo Chydorus (Cladocera, Chydoridae) di acque astatiche dell'Isola di Caprera: Chydorus phintonicus n. sp. **Arch. zool. ital.**, 54: 173-180.

MARGARITORA, F.G. 1972. Sulla presenza di Ctenodaphnia dybowski E. Grochowski 1895 nelle acque astatiche della Sardegna. **Rend. Sc. Istituto Lombardo**, B 106: 36-49.

MARGARITORA, F.G. 1983. **Cladoceri (Crustacea: Cladocera)**. Guide per il riconoscimento delle specie animeli delle acque interne italiane. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/197, nº22. 169 pp.

MARGARITORA, F.G. 1985. **Cladocera**. Fauna d'Italia. 399 pp.

MICHAEL, R.G. & D.G. FREY 1983. Assumed amphi-atlantic distribution of Oxyurella tenuicaudis (Cladocera, Chydoridae) denied by a new species from North America. **Hydrobiologia**, 106: 3-35.

MICHAEL, R.G. & D.G. FREY 1984. Separation of Disparalona leei (Chien 1970) in North America from D. rostrata (Kosh, 1841) in Europe (Cladocera, Chydoridae). **Hydrobiologia**, 114: 81-108.

OLIVIER, S.B. 1962. Los cladóceros argentinos. **Rev. Mus. La Plata** (n. s.), **Zool.**, 7: 173-269.

PAGGI, J.C. 1975. Sobre dos cladóceros Chydoridae nuevos para la fauna argentina. **Physis**, sec. B, V. 34 nº 89: 139-150.

PENNAK, R.W. 1978. **Freshwater invertebrates of the United States**. John Wiley & Sons. New York. 803 pp.

RICHARD, J. 1894. Cladocères recuillis par le Dr. Théod. Barrois en Palestine, en Syrie et en Égypte. **Rev. Biol. Nord France**, 6: 360-378.

RICHARD, J. 1895. Revision des Cladocères. **Ann. Sc. Nat. Zool. Paris.** (7e sér.), 18: 279-387.

RICHARD, J. 1896. Revision des Cladocères. Deuxième partie. **Ann. Sc. Nat. Zool. Paris** (8e sér.), 2: 187-363.

SARS, G.O. 1888. Additional notes on Australian Cladocera, raised from dried mud. **Forhaudlinger i Videnskabs-Selskabet i Christiania:** 1-74.

SARS, G.O. 1890. Oversigt af Norges Crustaceer med forelobige Bemoerkninger over de nye eller mindre Bekjendte Arter. II (Branchiopoda - Ostracoda - Cirripedia). **Forhaudlinger i Videnskabs-Selskabet i Christiania:** 1-80.

SARS, G.O. 1895. On some South-African Entomostraca raised from dried mud. **Vidensk-Selsk. Skr., I. Math-naturv. Kl.**, 8: 1-56.

SARS, G.O. 1901. Contribution to the knowledge of the fresh-water Entomostraca of South America as shown by artificial hatching from dried material. **Archiv. for Mathematik og Naturwidenskab**, B 23: 3.

SARS, G.O. 1916. The fresh-water Entomostraca of Cape Province (Union South Africa). Part I: Cladocera. **Ann. Sc. Afr. Mus.**, 15 (pt.4): 303-351.

SMIRNOV, N.N. 1971. **Chydoridae Fauny Mira.** Fauna SSSR. Nov. Ser. 101, Rakoobraznyye, T.1, Vyp.2, 531 pp.

SMIRNOV, N.N. 1974. **Chydoridae.** Jerusalem. 644 pp.

SMIRNOV, N.N. & B.V. TIMMS 1983. A revision of the Australian Cladocera (Crustacea). **Records of the Australian Museum**, Suppl. 1.

SRÁMEK-HUSEK, R. 1962. Rad Cladocera - Perloocky. In: Srámek-Husek, R.M., Straskraba & J. Bretk (eds.), **Lupenonozci - Branchipoda**, Fauna CSSR, Svazek 16, Cesk. Akad. Ved. Praha: 174-410.

TASCH, P. 1969. Branchipoda. In: C. Moore (ed.), **Treatise on Invertebrate Paleontology**, p. 128-191. Geol. Soc. Am., Boulder, Colorado and Univ. of Kansas Press, Lawrence.

WARD, H.B. & G.C. WHIPPLE 1918. **Fresh-water Biology.** Wiley, New York. 1111 pp.

ALGUNOS ASPECTOS DEL CICLO VITAL DE EUCYPRIS VIRENS (CRUSTACEA, OSTRACODA)

Angel BALTANÁS

Museo Nacional de Ciencias Naturales (C.S.I.C.).José Gutiérrez Abascal,2. 28006-Madrid.

Palabras clave: Ostrácodo. Ciclo vital.

SUMMARY

ON SOME ASPECTS OF THE LIFE-CYCLE OF EUCYPRIS VIRENS (CRUSTACEA, OSTRACODA)

Key words: Ostracod. Life-cycle.

Some aspects of the life-cycle of Eucypris virens (Jurine, 1820), a very common temporary water ostracod, has been studied during two years. It has only one generation per year with a single recruitment period in winter. The population remains in the pond for seven months, from December to early July. An abundance peak is observed in spring.

Valves length has been measured in 703 specimens. Larval instars 7 and 8 and adults are easily recognized on the basis of their sizes but the small volume of data on small size classes prevent us from elucidating a pattern for the early larval instars.

INTRODUCCION

Tanto por su abundancia como por su diversidad en especies los ostrácodos son parte importante de la fauna característica de las charcas temporales (Wiggins et al., 1980). No obstante,la información existente sobre su biología, dinámica de poblaciones, desarrollo, etc. es escasa (McLay, 1977; Martens, 1985). Este trabajo aporta algunos datos sobre el ciclo vital de Eucypris virens (Ostracoda, Podocopa, Cyprididae) en una charca temporal de montaña.

E. virens (Jurine, 1820) es una especie de amplia distribución: Europa, Norte de Africa, Groenlandia, Norteamérica y Australia. Es partenogenética en la mayor parte de este área; sin embargo, se han descrito poblaciones singámicas en el Norte de Africa (Gauthier, 1928) y en la Península Ibérica (Baltanás, en prep.). Es típica de aguas temporales dulces aunque también se encuentra en charcas permanentes y medios lóticos (Margalef, 1953) y en aguas con salinidad de hasta el 5‰ (De Deckker, 1981). Su longitud varía, según las referencias bibliográficas, entre 1.5 mm. (Nüchterlein, 1969) y 2.4 mm. (Margalef, 1953).

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 379-384

Eucypris virens pasa por 8 estadios larvarios antes de alcanzar la madurez. A partir del 4º incorpora una larga seda nadadora en el endopodio de las antenas hasta completar seis en el estado adulto (Ghetti & McKenzie, 1981). Es una especie primaveral con una sola generación al año (Margalef, 1953). Produce huevos resistentes que quedan enterrados en el sustrato para desarrollarse en el siguiente período de inundación.

MATERIALES Y METODOS

Los ejemplares utilizados en la elaboración de este trabajo proceden de una charca temporal, de superficie igual a 430 m^2., situada a 1700 m. de altitud junto al Puerto de la Morcuera (Sierra de Guadarrama, Madrid). El ciclo de inundación de la charca se extiende desde Noviembre a Julio.

A lo largo de dos ciclos consecutivos de inundación, entre Enero de 1984 y Junio de 1985, se recogieron muestras en 38 días diferentes Sólo en 25 de ellas aparecieron individuos de E. virens. Las muestras se obtenían arrastrando una red de mano por el fondo de la charca (luz de malla de 0.085 mm.) a lo largo de un pasillo de 150 cm. X 30 cm. Estas dimensiones se mantuvieron constantes en todos los muestreos. Cuando en invierno el hielo cubría la charca se precticaba en él una abertura de tamaño suficiente para permitir mantener invariado el tamaño de la muestra.

Bajo una lupa binocular se separaron todos los individuos presentes en las muestras, hasta un total de 703. La longitud máxima de las valvas se midió con la ayuda de un micrómetro.

RESULTADOS

La población estudiada estaba compuesta por hembras partenogenéticas. En la figura 1 se representa, junto a algunas características físicas de la charca (temperatura, profundidad y espesor del hielo), las variaciones observadas en la abundancia (que expresamos como número de individuos por metro cuadrado). Los primeros ejemplares de la especie aparecen en Diciembre. Su número se mantiene muy bajo hasta aumentar en los primeros días de Febrero (91 ind./m^2.). En ese momento la población está formada fundamentalmente por jóvenes de los últimos estadios larvarios y viene a coincidir con un aumento de las temperaturas y la desaparición de una gruesa capa de hielo (16 cm.) que durante más de un mes cubrió la charca. En las siguientes fechas la población oscila siguiendo el patrón de las temperaturas hasta que, con la llegada de la primavera y el marcado ascenso de la temperatura del agua, aumenta hasta un máximo de 133 ind./m^2. a finales del mes de Abril. (Sólo se han graficado los datos correspondientes al ciclo 84-85 ; los datos del ciclo anterior no están completos al faltar información sobre dos meses en los que la charca estuvo aislada por el hielo y la nieve).

Distribución en clases de tamaños.-

Los valores obtenidos para la longitud de las valvas de los ejemplares de Eucypris virens se distribuyen en cuatro grupos discretos que son:

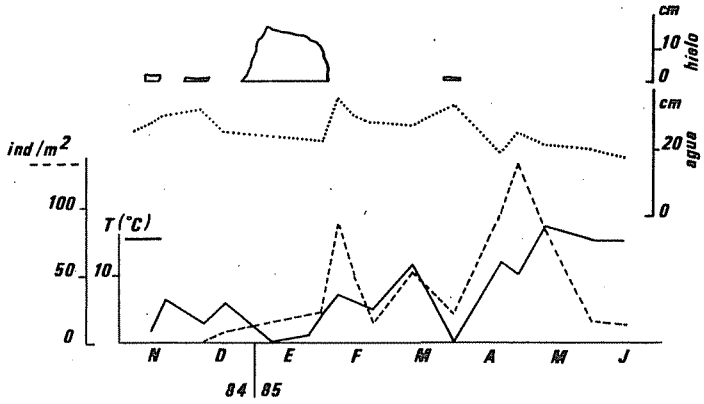


Fig. 1.- Temperatura(——) profundidad del agua(·····) espesor del hielo y abundancia de Eucypris virens (-----) durante el ciclo de inundación 84-85.

Temperature(——) water depth(·····), ice width and Eucypris virens abundance during the wet phase 84-85.

a) Longitud superior a 2 mm. - Individuos adultos.

b) Longitud comprendida entre 1.4mm. y 2mm. - Individuos del estadio larvario 8.

c) Longitud comprendida entre 1mm. y 1.4mm. - Individuos del estadio larvario 7.

d) Longitud inferior a 1mm. - Individuos de los estadios larvarios 1 a 6.

El hecho de que los estadios larvarios 1-6 no queden discriminados entre sí en base a la longitud de sus valvas obedece a dos razones:

- el bajo número de ejemplares pertenecientes a estas clases de edad que se han obtenido en los muestreos. Los estadios larvarios iniciales tienen "tiempos de vida" (períodos entre mudas sucesivas) muy cortos, del orden de varias horas o un día (Roessler, 1983; Marín, 1984) por lo que muestreos de periodicidad semanal o quincenal no son los más adecuados para detectarlos.
- Las diferencias de tamaño entre los primeros estadios larvarios son mucho menores que entre los últimos. En Eucypris aragonica, endemismo ibérico de medios salinos, se ha comprobado la existencia de una relación de tipo potencial entre el crecimiento y el estadio larvario (Marín, 1984). Quiere decir esto que cuanto más avanzado sea un estadio larvario mayor incremento relativo de tamaño experimentará en la muda.

La tabla I señala el número de ejemplares examinados de cada una de las clases de tamaño así como las respectivas medias y desviaciones de estos grupos.

Comparadas las medias de los grupos aparecen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre ciclos de inundación (83-84 y 84-85) para las clases de tamaño de los estadios adulto y larvario 8

TABLA I.- Longitud de las valvas: media y desviación típica para cada clase de tamaño y cada ciclo de inundación.

Valves length: mean and standard deviation for each size class and each of the wet phases.

ESTADIO DE DESARROLLO (Clases de tamaño)	1983-84	1984-85
Adulto	n=179 $\bar{x}$= 2.29 mm. s= 0.07	n=100 $\bar{x}$= 2.22 mm. s= 0.06
8º estadio	n=152 $\bar{x}$= 1.69 mm. s= 0.065	n=118 $\bar{x}$= 1.67 mm. s= 0.082
7º estadio	n=55 $\bar{x}$= 1.21 mm. s= 0.046	n=54 $\bar{x}$= 1.2 mm. s= 0.049
Estadios 1-6	n=17 $\bar{x}$= 0.73 mm. s= 0.13	n=28 $\bar{x}$= 0.83 mm. s= 0.12

Distribución temporal de las clases de edad.-

En los dos ciclos de inundación se ha observado un patrón similar en la distribución temporal de las clases de edad. Podemos resumirlo en los siguientes puntos:

- Los primeros estadios larvarios aparecen en Diciembre, un mes después del llenado de la charca.

- A partir de Febrero se hacen mayoritarios los estadios larvarios terminales, 7 y 8. Las primeras hembras adultas aparecen a finales de este mes.

- En Marzo y Abril la población se compone de adultos y estadios larvarios terminales. En Mayo los adultos constituyen el 90% de la población.

- La presencia de individuos de la especie se mantiene hasta la desaparición de la charca. Durante esta etapa están presentes adultos y algunos ejemplares en su estadio larvario 8.

DISCUSION

La población estudiada es partenogenética y su ciclo se prolonga durante siete meses, desde un mes después del llenado de la charca hasta su evaporación total a principios del verano.

Aunque la máxima abundancia de individuos se alcanza en primavera, el reclutamiento a partir de los huevos resistentes depositados en el sustrato en el ciclo anterior se produce en invierno. Esto se deduce de la dominancia de los estadios larvarios en la composición de la población durante el período invernal. El reclutamiento se produce en una sola etapa, a diferencia de otras especies como Cyprinotus carolinensis o Herpetocypris reptans que, aun teniendo una sola generación al año, presentan dos períodos de reclutamiento claramente diferenciados (McLay, 1977).

La abundancia de la especie sufre oscilaciones que parecen asociadas a los cambios de temperatura (fig. 1) salvo en la fase terminal del ciclo de inundación cuando la población de E. virens se reduce rápidamente pese a la constancia de las temperaturas. Posiblemente otros factores ambientales (aumento de la turbidez, incremento de la presencia de depredadores,...) unidos al hecho de que los adultos que completan su ciclo y mueren no son reemplazados por otros individuos determinen esta disminución.

Por último hemos de referirnos a la diferencia significativa hallada en la longitud de las valvas de los individuos de los estadios adulto y larvario 8 en cada uno de los ciclos de inundación. Es conocido el efecto acelerador que sobre el desarrollo de los ostrácodos tienen las temperaturas altas así como el hecho de que bajas temperaturas provocan un crecimiento más lento (aumenta el período intermudas) pero producen un mayor tamaño de los individuos, en especial a partir del 4º estadio larvario (Martens, 1985). El ciclo 1983-84 fue más frío que el posterior (84-85) y el hielo cubrió la charca durante más tiempo. Esto debería traducirse en un mayor tamaño de las diferentes clases de edad en ese período comparadas con el siguiente que es precisamente lo que muestra nuestro análisis.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mis compañeros del Museo (Ana, Elisa, Carolina, Jesús, Javier, Mario y Antonio) su inestimable ayuda en la recogida de muestras y sus valiosos comentarios.

Este trabajo ha sido realizado con la ayuda de la C.A.I.C.Y.T. al proyecto PR84-0181.

BIBLIOGRAFIA

DE DECKKER,P. 1981. Ostracods of athalassic saline lakes. Hydrobiologia 81: 131-144.

GAUTHIER;H. 1928. Recherches sur la faune des eaux continentales d'Algerie et de la Tunisie. Imp. Minèrva. Alger, 419 pp.

GHETTI; P.F. and McKENZIE,K. 1981. Ostracodi (Crustacea, Ostracoda). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. No. 11. Consiglio Nazionale delle Ricerche. 83 pp.

MARGALEF, R. 1953. Los Crustáceos de las aguas continentales ibéricas. Biología de las aguas continentales,X. Ministerio de Agricultura.243 pp.

MARÍN,J.A. 1984. Estudio del desarrollo de los ostrácodos Eucypris aragonica y Heterocypris salina en cultivo de barro. Limnética 1(1): 344-354.

MARTENS, K. 1985. Effects of temperature and salinity on postembryonic growth in Mytilocypris henricae (Chapman)(Crustacea, Ostracoda). Journal of Crustacean Biology, 5(2): 258-272.

McLAY, C.L. 1977. Comparative observations on the ecology of four species of ostracods living in a temporary freshwater puddle. Can.J.Zool.,56:663-675.

NUCHTERLEIN, H. 1969.Süsswasserostracoden aus Franken. Ein beitrag zur Systematik und Okologie der Ostracoden.Int.Rev.ges.Hydrobiol. 54(1):223-287.

ROESSLER, E.W. 1983. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia.IV. Desarrollo postembrionario de Heterocypris bogotensis Roessler (ostracoda,Podocopa, Cyprididae). Caldasia XIII (65):755-776.

SARS, G.O. 1928. An account of the crustaceaof Norway.IX.Ostracoda. Publ. Bergen Museum, 227 pp.

WIGGINS, G.B.; MACKAY, R.J. and SMITH, I.M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. Arch. f. Hydrobiol Suppl. 58: 97-206.

MICROTURBELARIOS NUEVOS O POCO CONOCIDOS DE LA FAUNA IBERICA.

Jacinto GAMO

Departamento de Biología Animal. Universidad de ALCALA DE HENARES(Madrid).

Palabras clave: Microturbelarios, España Central, lista faunística.

SUMMARY

NEW AND INTERESTING MICROTURBELLARIA FOR THE IBERIAN FAUNA

Key words: Microturbellaria, Central Spain, faunistic list.

The occurrence of freshwater Microturbellaria species in four localities belonging to the provinces of Madrid and Guadalajara is reported. Twelve species have been identified: 3 Catenulida, 1 Macrostomida and 8 Neorhabdocoela (2 Dalyellioida, 4 Typhloplanoida and 2 Kalyptorhynchia). Of these, five species are new to the Spanish fauna, namely, *Pilgramilla sphagnorum, Castrada cristatispina, C.infernalis breviorispina, Opistomum fuscum and Opisthocystis goettei*. The known distribution of the other seven species is widened with this report.

INTRODUCCION

Hasta el presente, el conocimiento de los Microturbelarios que habitan en las aguas continentales de la Península Ibérica estaba prácticamente limitado al trabajo que GIEYSZTOR(1931) realizó en las provincias de Castellón y Valencia, en el que estudió 15 especies pertenecientes a los órdenes Catenulida, Macrostomida y Neorhabdocoela. Recientemente, GARCIA-MAS y JIMENEZ (1984) han elaborado un inventario que recoge todas las citas existentes de Turbelarios en las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares, comprendiendo 36 especies en total, de las que 20 corresponden a Microturbelarios. Se deduce por tanto, que exceptuando el mencionado trabajo de Gieysztor, se ha investigado muy poco en nuestro país sobre este grupo de invertebrados dulceacuícolas.

Continuando la serie de trabajos iniciada con objeto de ir subsanando, en la medida de lo posible, este escaso conocimiento que poseemos sobre los Microturbelarios de nuestras aguas continentales (GAMO y SCHWANK, en prensa; GAMO a y b, en prensa), ofrecemos en el presente trabajo nuevos datos a cerca de la presencia de algunas especies en cuatro localidades de

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 385-392

las provincias de Madrid y Guadalajara.

DESCRIPCION DE LAS LOCALIDADES ESTUDIADAS

Con el fin de enlazar este trabajo con otro anterior (GAMO b, en prensa), las localidades aquí descritas se enumeran correlativamente a partir de la nº 9. Sin embargo, una de ellas está ubicada en el mismo río que la localidad nº 1 del trabajo arriba mencionado, sólo que 4 kms aguas arriba, por lo que aquí se designa como localidad nº 1 a.

Localidad nº 1 a : Río Torote (Madrid). Cerca del puente de la carretera de Ajalvir, a unos 4 km antes de la desembocadura al río Henares. Coordenadas UTM: 30TVK6383. Altitud, 600 m. Orillas pobladas por *Typha latifolia y Scirpus holoschaenus* . Tª del agua el 22-XI-86, 12ºC.

Localidad nº 9 : Corpa(Madrid). Pequeño estanque abandonado que sirvió para el riego de huertas próximas. Coordenadas UTM: 30TVK7775.Altitud, 750 m. El estanque está permanentemente alimentado por un pequeño manantial que mantiene una profundidad constante de unos 15 cm de agua y se halla densamente poblado por carófitas, ranunculáceas y helófitos diversos. La Tª del agua el 3-XI-86 era de 14ºC y su pH=7,4.

Localidad nº 10 : Fuentenovilla(Guadalajara). Canalillo de desagüe de una fuente pública con abrevadero para el ganado. Coordenadas UTM: 30 TVK9268. Altitud,800 m. Tª del agua el 16-XI-86, 13ºC.

Localidad nº 11 : Congostrina (Guadalajara). Estanque excavado en la tierra que sirve como abrevadero para el ganado y recoge el agua de un pequeño manantial próximo. Coordenadas UTM: 30TWL0042. Altitud,990 m. Densamente poblado por carófitas. La Tª del agua el 12-X-86 era de 14,5ºC.

METODOS

Para la recogida y estudio del material se han empleado los mismos métodos ya descritos con detalle en anteriores trabajos (GAMO y SCHWANK, en prensa; GAMO a y b, en prensa) y que resumidamente consisten en: toma de muestras mediante una manga triangular de 25 cm de lado con 0,1 mm de luz de malla durante 10 minutos y observación en vivo de los ejemplares al microscopio mediante preparaciones por "squasch" progresivo.

RESULTADOS

Orden CATENULIDA

Familia Catenulidae

Catenula lemnae DUGES,1832

Loc. nº 9: 3-XI-86. Seis ejemplares formados por dos o tres zooides . Sin particularidades anatómicas. Esta especie cosmopolita ya ha sido citada de las provincias de Castellón y Valencia(GIEYSZTOR, 1931) y de otra localidad de la provincia de Madrid (GAMO b, en prensa).

Familia Stenostomidae

Stenostomum leucops (DUGES,1828)

Loc. nº11: 16-X-86, 16 ejemplares formados por uno o dos zooides. Según LUTHER (1960) estos ejemplares pertenecen a la subespecie *S.l. leucops*, por poseer más de 20 gránulos en los órganos refringentes. Esta especie cosmopolita ya ha sido citada de las provincias de Valencia (GIEYSZTOR,1931) y de Madrid (GAMO b, en prensa).

Stenostomun unicolor SCHMIDT, 1848

Loc. nº 9 : 3-XI-86, 18 ejemplares. Loc. nº 10 : 1-XII-86 , 6 ejemplares. Individuos formados por uno o dos zooides sin particularidades anatómicas. Especie cosmopolita, ya ha sido citada anteriormente de la provincia de Cuenca (GAMO b, en prensa).

Orden MACROSTOMIDA

Familia Macrostomidae

Promacrostomum gieysztori (FERGUSON,1939)

Loc. nº 10 : 16-XI-86, 13 ejemplares que se ajustan perfectamente a la descripción de la especie en PAPI (1951 a).

En el catálogo de LANFRANCHI y PAPI (1978) esta especie aparece citada únicamente de Italia y España (regiones 1 y 3). Su presencia en la Península Ibérica (Albúfera de Valencia) fué puesta de manifiesto por GIEYSZTOR(1931) bajo la denominación de *Macrostomum gracile* PERESYAWLAZEWA. Posteriormente, FERGUSON (1939) la denomina *M.gieysztori* y por último PAPI(1951 b) discute su posición sistemática, y en base al estudio del aparato genital femenino la transfiere al género *Promacrostomum*. Es por tanto la segunda vez que se cita su presencia en la Península Ibérica y se amplía notablemente su área de distribución conocida.

Orden NEORHABDOCOELA: Suborden Dalyellioida

Familia Provorticidae

Pilgramilla sphagnorum SEKERA, 1906 (Fig. 1A)

Loc. nº 9 : 3-XI-86, tres ejemplares. Longitud del cuerpo entre 0,6 y 0,8 µm. Anchura entre 200 y 220 µm. Extremo anterior redondeado y algo más ancho que el resto del cuerpo con largos cilios sensoriales; extremo posterior estrecho, casi en punta. En la región anterior hay dos pequeños ojos con forma de riñón dispuestos a ambos lados del conducto buco-faríngeo. Faringe alargada, en forma de barril, situada anteriormente y rodeada de grandes células glandulares de función desconocida. Germovitelarios a ambos lados del intestino. En el extremo posterior del cuerpo, y entre los dos germarios, dos de los ejemplares presentaban el típico huevo en forma de judía, de color amarillo-oro, con dos embriones en su interior.

Esta especie, genuína de Europa ha sido citada anteriormente de Austria, Bohemia, Italia Central, Polonia, Alemania y Finlandia (SCHWANK,

1981). Es la primera vez que recita su presencia en la Península Ibérica y constituye la cita más occidental de la especie, por lo que se amplía considerablemente su área de distribución conocida.

Familia Dalyellidae

Microdalyellia armigera (O.SCHMIDT, 1848).

Loc. nº 9 : 3-XI-86, 43 ejemplares. Loc. nº 10 : 16-XI-86, 35 ejemplares. Esta especie presenta la particularidad de que el estilete del órgano copulador es sensiblemente mayor (150 µm frente a 115 µm) que en las formas típicas descritas por LUTHER (1955), hecho que también presentaron los ejemplares recogidos en otra localidad diferente y que se discutió en un trabajo anterior (GAMO b, en prensa). Es por tanto ésta la segunda vez que se cita la presencia en la Península Ibérica de esta especie ampliamente distribuída por toda Europa (LANFRANCHI y PAPI, 1978).

Suborden Typhloplanoida: Familia Typhloplanidae. Subfamilia Typhloplaninae.

Castrada cristatispina PAPI, 1951

Loc. nºla : 22-XI-86, 4 ejemplares; 5-XII-86, 27 ejemplares.Individuos de hasta 2,4 mm de longitud; generalmente de color verde intenso debido a abundantes zooclorelas simbiontes, aunque los indivíduos jóvenes son algo más claros.Sin ojos. Faringe hacia la mitad del cuerpo. La boca y el sistema excretor desembocan juntos en una pequeña vesícula. El gonoporo está situado inmediatamente detrás de la boca, en una depresión común a ella. Testículos en forma de saco, algo por delante de la faringe y ventrales a las glándulas vitelógenas. Organo copulador masculino de forma elipsoide o circular con la vesícula "granolorum" muy desarrollada. Conducto eyaculador cuticularizado, alargado y sin conexión con el interior del órgano copulador. Bolsa copuladora musculosa, con espinas características en su extremo proximal y en la zona media (Figs. 1B y B'). El extrecho saco ciego con espinas muy pequeñas es dificil de observar.Ovario a la derecha del órgano copulador.Algunos ejemplares presentaban más de 20 huevos de color amarillento en el útero.

Es la primera vez que se cita la presencia de esta especie en la Península Ibérica, habiendo sido citada anteriormente sólo de su localidad típica, alrededores de Pisa (Italia) por PAPI(1951 c), por lo que ésta es la segunda cita conocida de la especie. También se amplía su habitat, ya que PAPI(op.cit.) señala su presencia únicamente en charcas temporales.

Castrada infernalis breviorispina PAPI, 1954

Loc. nº 11 : 12-X-86, 15 ejemplares. Esta subespecie difiere fundamentalmente de *C.infernalis* PAPI,1951 en el menor tamaño de las espinas del saco ciego de su aparato reproductor(Figs. 1C y C'). PAPI (1954) señala que mientras que *C.infernalis* está confinada al agua dulce, en aguas oligo- y mesohalinas es substituída por *C.i. breviorispina*.

Como en el caso anterior, es la primera vez que se cita su presencia en la Península Ibérica y constituye la segunda cita conocida de esta subespecie, ampliándose también notablemente su área de distribución conocida.

Subfamilia Protoplanellinae

Krumbachia sp.

Loc.nº10 : 1-XII-86. Seis ejemplares de una especie bastante similar a la *K. subterránea* REISINGER,1933, pero con una serie de particularidas anatómicas que no coinciden con las especies establecidas del género *Krumbachia* tal como se describen resumidamente en SCHWANK(1979). Será necesario, por tanto, recoger y estudiar nuevo material a fin de determinar correctamente los ejemplares, o bien proponer la creación de una nueva especie o subespecie.

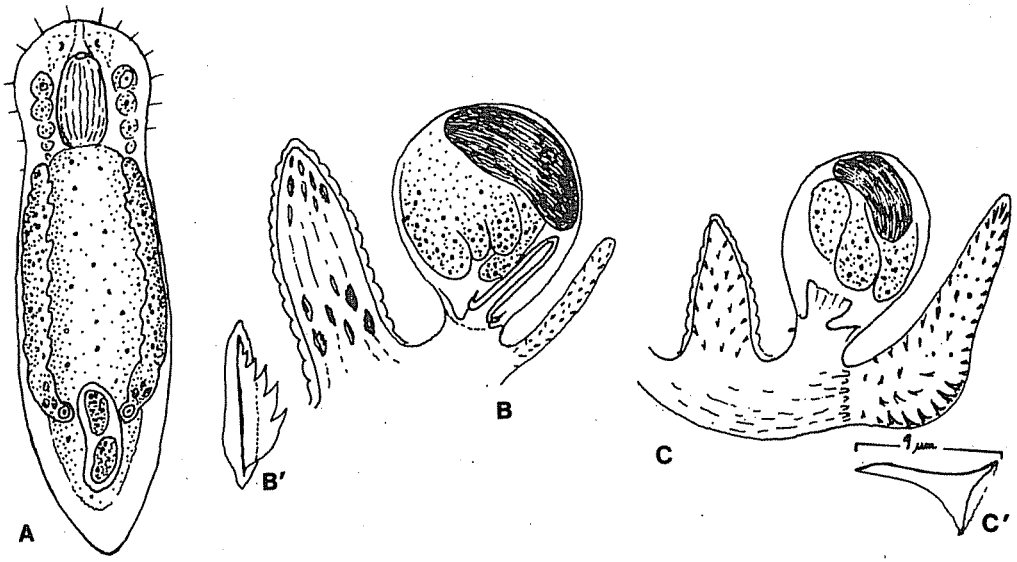


Fig.1:A) *Pilgramilla sphagnorum* , aspecto general. B) *Castrada cristatispina* órganos del atrio copulador. B') Espina de la bolsa copuladora. C)*Castrada infernalis breviorispina*, órganos del atrio copulador. C') Espina grande del saco ciego .
A) Pilgramilla sphagnorum, *general view* . B) Castrada cristatispina, *atrial organs.* B') *Spine of the copulatory bursa* . C) Castrada infernalis breviorispina, *atrial organs* C') *Big spine of the blind sac.*

Subfamilia Opistominae

Opistomum fuscum WEISE,1942

Loc.nº9 : 2-XI-86, ocho ejemplares (Fig.2A). Longitud máxima 1 mm. Color crema claro con el intestino salpicado de pequeñas manchas amarillas y negras. Epidermis sin rabdites. La faringe, de forma esférica o de barril según el estado de contracción, está situada algo por detrás de la mitad del cuerpo. Los testículos están situados en el primer tercio del cuerpo y presentan forma de saco alargado. El órgano copulador (Fig.2A') tiene forma de pera con su extremo distal dirigido hacia la faringe, desembocando junto con la boca y el aparato excretor. Su cirro es largo, y está enrollado en 2-3 vueltas y presenta gran cantidad de espinas que no sobrepasan las 4-5 µm. No posee bolsa copuladora y las glándulas vitelógenas convergen por detras de la faringe.

Es la primera vez que se cita su presencia en la Península Ibérica.

Suborden Kalyptorhynchia: Familia Policystidae

Gyratrix hermaphroditus EHRENBERG, 1831 (Fig. 2 B)

Loc. nº 9 : 2-XI-86, 48 ejemplares. Loc nº 10 : 16-XI-86, 12 ejemplares.

Todos los ejemplares estudiados se ajustan perfectamente a la descripción de la especie.

Anteriormente esta especia había sido citada únicamente de la provincia de Valencia (GIEYSZTOR, 1931) por lo que ésta constituye la segunda cita de esta especie cosmopolita en la Península Ibérica.

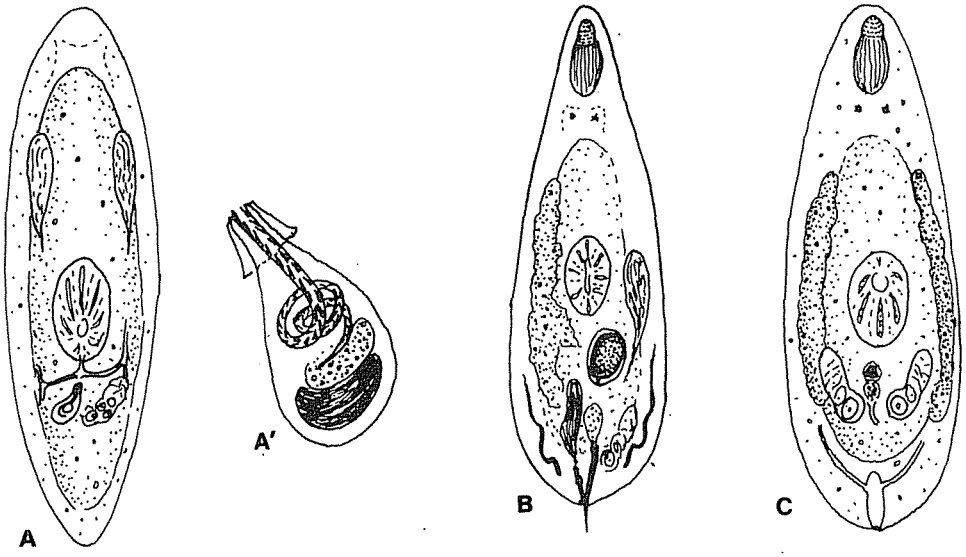


Fig. 2: A) *Opistomum fuscum* , aspecto general. A') Organo copulador. B) *Gyratrix hermaphroditus*, aspecto general. C) *Opisthocystis goettei* , aspecto general.
A) Opistomum fuscum, *general view*. A') *Copulatory organ*. B) Gyratrix hermaphroditus, *general view* .C) Opisthocystis goettei, *general view*.

Opisthocystis goettei (BRESSLAU, 1906) (Fig. 2 C)

Loc. nº 9 : 2-XI-86, cuatro ejemplares.

Longitud total hasta 1,5 mm. Color gris-pardo debido a pequeños gránulos de pigmento. Algunas gotas lipídicas de color naranja. Extremo anterior con una probóscide musculosa; inmediatamente detrás de ella, un par de ojos bien patentes. Faringe algo por detrás de la mitad del cuerpo. Los protonefridios desembocan en una ampolla alargada que se abre al exterior por un poro situado en el extremo posterior del cuerpo. Dos ovarios en el último tercio, entre los que se dispone el órgano copulador masculino, pequeño y con un estilete más o menos cilíndrico y algo curvado.

Esta especie, que aparece con una amplia distribución holártica en el catálogo de LANFRANCHI y PAPI (1978), es la primera vez que se cita para la región del Mediterráneo occidental.

CONCLUSIONES

De las doce especies citadas en el presente trabajo, *Pilgramilla spahagnorum, Castrada cristatispina, C. infernalis breviorispina, Opistomum fusum y Opisthocystis goettei* son nuevas para la fauna ibérica, ampliándose notablemente sus respectivas áreas de distribución geográfica conocidas hasta el presente. Así mismo, se amplía el área de distribución en nuestra Península para *Promacrostomum gieysztori* y *Gyratrix hermaphroditus* , conocidas únicamente de la provincia de Valencia (GIEYSZTOR, 1931). *Krumbachia* sp. posiblemente sea una especie nueva para la Ciencia.

De las cuatro localidades estudiadas, la nº 9 (Corpa) es sin duda la que ha presentado mayor riqueza específica, con siete especies, seguida de la nº 10 (Fuentenovilla), con cinco.

Con el presente trabajo, el número de especies de Microturbelarios cuya presencia es conocida en la Península Ibérica, se eleva ya a 35.

BIBLIOGRAFIA

FERGUSON, F. F. 1939. A monograph of the genus *Macrostomum* O.SCHMIDT 1948. Part. IV. **Zool. Anz.**,128 : 188-205.

GAMO, J., a (en prensa). Claves de identificación de los Turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares. **Claves de identificación de la Flora y Fauna de las aguas continentales españolas.** nº 3.

GAMO, J., b (en prensa). Contribución al conocimiento de los Microturbelarios de la Península Ibérica. **Misc. Zool.**

GAMO, J., y SCHWANK P. (en prensa). One new species of *Castrada* (Turbellaria Neorhabdocoela) and four new records of Microturbellaria in the Iberian Peninsula. **Arch. Hydrobiol.**

GARCIA-MAS, I. y JIMENEZ, J.M. 1984. Turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica y Baleares. **Arq. Mus. Boc.** (Série B). vol. II nº 14 : 109-122.

GIEYSZTOR, M. 1931. Contribution à la connaisance des Turbellariés rhabdocèles (Turbellaria Rhabdocoela) d' Espagne. **Bull. Acad. polon. Sci. Lett. Cl. Sci. math. nat.** Sér B : Sci. nat (II) 125-153.

LANFRANCHI, A. y PAPI F. 1978. Turbellaria (excl. Tricladida). En **Limnofauna Europaea** . (J.ILLIES ed): 5-15. G. Fischer. Stuttgart, New York.

LUTHER, A. 1955. Die Dalyelliiden (Turbellaria Neorhabdocoela). Eine Monographie. **Acta zool. fenn.** 87: 1-337.

LUTHER, A. 1960. Die Turbellarien Ostfennoskandiens. 1. Acoela, Catenulida, Macrostomida, Lecithoepitheliata, Prolecithophora, und Proseriata. **Fauna fennica** 7: 1-155.

PAPI, F. 1951a. Ricerche sui Turbellari Macrostomidae. **Arch. zool. ital.** 36: 289-340.

PAPI, F. 1951 b. Sulle affinità morfologiche nella fam. Macrostomidae (Turbellaria). **Atti Convegno U.Z.I. Bologna,** Ottobre 1950. Suppl. al v.17 **Boll.Zoologia:** 461-468.

PAPI, F. 1951 c. Über einige Typhloplaninen (Turbellaria Neorhabdcoela). **Acta zool. fenn.** 64: 1-20.

PAPI, F. 1954. Aspetti del differenziamento razziale e specifico nei Turbellari Rabdocoeli. **Boll. zool.** 21(2): 357-377.

SCHWANK, P. 1979. Two new *Krumbachia* (Turbellaria Neorhabdocoela) from Highland Streams near Schlitz, Hesse. **Int. Revue ges. Hydrobiol.** 64 (6): 801 - 810.

SCHWANK, P. 1981. Seltene und wenig bekannte Strudelwürmer (Turbellaria) aus Quellen und Bergbächen Mitteleuropas. **Beitr. Naturkde. Osthessen.** 17:101 - 131.

ATRACTIDES ACUTIROSTRIS (MOTAS & ANGELIER 1927), NUEVA CITA PARA ESPAÑA

María José GIL QUILEZ

Escuela Universitaria del Profesorado de E.G.B.
San Juan Bosco n.º 7, 50009 Zaragoza

Palabras clave: Hidracnelas, meandro.

SUMMARY

ATRACTIDES ACUTIROSTRIS (MOTAS& ANGELIER 1927), NEW TO SPAIN.

Key words: water-mites, meander.

A Female representative of Atractides acutirostris (Motas & Angelier 1927) is described and figured for the first time in Spain. The studied specimens, two single individuals, come from two sampling ponds at the side of the Ebro river (N. Zaragoza), in an abandoned meander. The first pond is an artificial lagoon, and the second one is a small pool located within the old course of de river.

INTRODUCCION

Las Hidracnelas son organismos acuáticos poco estudiados en la península Ibérica. Unicamente los trabajos de Viets (1930-37) y más recientemente los de García-Valdecasas (1981, a,b,c) hacen referencia a especies encontradas en España.

Atractides acutirostris (Mot. & Ang. 1927) es una nueva cita para nuestro país. Dos ejemplares, hembras, se encontraron en el Galacho de Juslibol, meandro cerrado del río Ebro, 4 Km. al N. de Zaragoza. Esta zona está formada por un conjunto de 8 a 10 pequeñas lagunas artificiales, originadas por la extracción de áridos para la construcción, y un par de lagunas situadas en el antiguo lecho del río. Todas ellas están alimentadas por aguas freáticas y ocasionalmente por crecidas del río. Uno de los ejemplares se halló en una laguna de origen antrópico situadas sobre gravas y con poca vegetación palustre. El segundo ejemplar apareció en una pequeña charca en el antiguo cauce del río, completamente invadida por macrófitos (Ceratophyllum demersum y Potamogeton cf. crispus). El muestreo se efectuó el 23-3-81. En posteriores visitas a la zona no se ha vuelto a encontrar esta especie. Se describe y figura uno de los ejemplares.

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 393-396

Todo el material encontrado se halla depositado en el Departamento de Paleontología de la Universidad de Zaragoza.

DESCRIPCION DEL EJEMPLAR

HYGROBATIDAE Koch
Subfamilia Atractidinae Oudemans 1941
Género: Atractides Koch 1837
Atractides acutirostris (Motas & Angelier, 1927)
Hembra: prep. n.º 70

Forma del cuerpo oval. Epidermis finamente estriada y punteada. Organo maxilar con el rostro alargado, en el extremo distal lleva una serie de sedas finas y en la parte posterior se prolongan dos delgadas apófisis dorsales. Quelícero asímismo muy fino (Fig. 4). Placas epimerales cubriendo 1/3 de la zona ventral, presentan la superficie granulada. Primera y segunda y tercera y cuarta fusionadas. El margen anterior del primer epímero no sobresale del margen frontal del cuerpo. Tres pares de glandularia en la parte ventral del tegumento y otro par en el margen posterior. Organo excreto no quitinizado y situado entre el par de glandularia posterior. (Fig. 1)

Organo genital externo situado hacia la parte media de la superficie ventral. Placas acetabulares con tres acetabula cada una. Hendidura genital más larga que las placas acetabulares, el esclerito postgenital se situa en la línea media del último acetabula y el pregenital

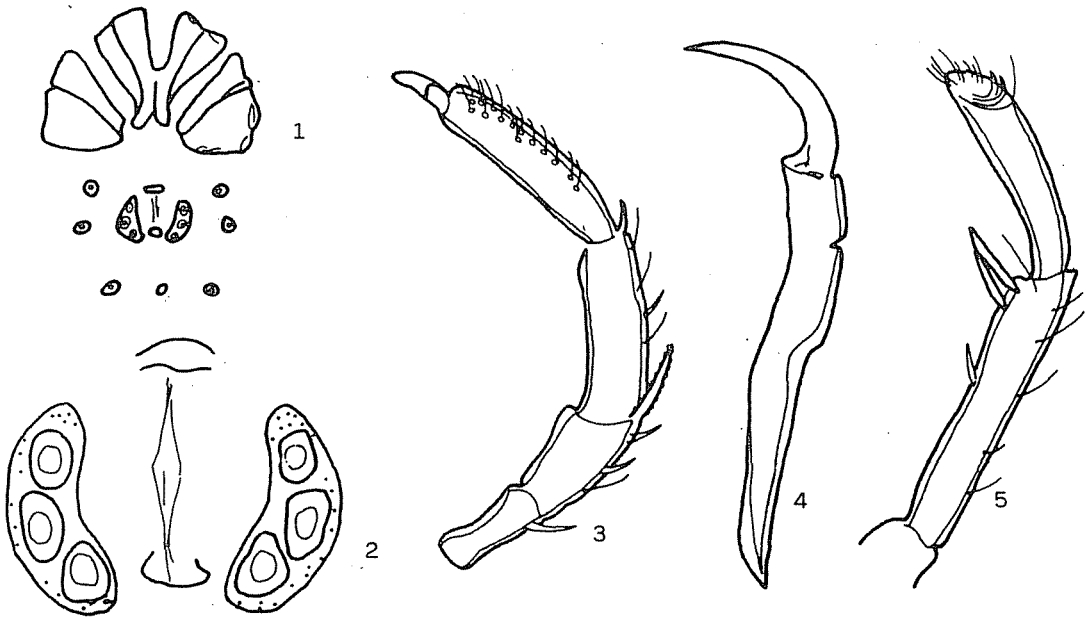


Fig. 1-5 Atractides acutirostris ♀ prep. 70
1. Superficie ventral (ventral surface).- 2. Area Genital (genital field).- 3. Palpo (palp).- 4. Quelícero (Chelicera).- 5. I.B. 5 y 6 derecha (I.B.5 and 6 right)

sobre pasa el borde anterior de las placas acetabulares. Los dos escleritos están bien quitinizados. (Fig. 2)

Palpos delgados, PI con una espina en la zona dorso-distal, PII con dos espinas pinnadas en el borde dorso-distal y otras dos espinas cortas, una situada en medio del margen dorsal y la otra entre ésta y las dos espinas pinnadas. PIII con dos espinas, una en el extremo dorso-distal y la otra en la parte media del margen dorsal. PIV provisto de una expansión quitinosa distal y numerosas sedas cortas y finas en la superficie extensora especialmente en la parte media distal.

I.B.5 (penúltimo segmento de la primera pata) con dos espinas espadiformes en el extremo distal insertadas una junto a otra.

En la tabla siguiente se muestran las medidas dadas por Motas (1928) en la descripción de Atractides acutirostris. (Measurements of Atractides acutirostris, females)

Medida en µm		Motas ♀		N.º 70 ♀	
Cuerpo	longitud	1089		873	
	Anchura	808		679	
Placas epimerales	longitud	363		450	
	anchura.	576		300	
Area genital	longitud	182		-	
	anchura	208		225	
Long. hendidura genital		146		195	
Long. placas acetabulares		120		140	
Palpos		long.	anch.	long.	anch.
	PI.	42	-	70	-
	PII	73	42	95	50
	PIII	88	39	125	42
	PIV	103	31	145	35
	PV	29	-	35	-
Patas		long.		long.	
	I.B.	693		1.025	
	II.B.	610		1.025	
	III.B.	660		1.275	
	IV.B.	875		1.425	
	I.B.5	179		250	
	I.B.6	135		180	
Distnacia interocular		214		270	
Distancia entre las sedas anteniformes		157		150	
Ø de gland. dérmicas		42-47		35-40	
Org. Mandibular	long.	235		335	
	anch.	52		175 (max.)	
Quelícero	long.	322		430	
	long. (uña)	70		150	

BIBLIOGRAFIA

MOTAS, C. 1928.- Contribution à la connaissance des Hydracariens français particulièrement du Sud-Est de la France. Trava. Lab. d'Hydrobiol. et de Piscicult. Grenoble XX: 373 pp.

VIETS, K. 1930.- Zur Kenntnis der Hydracarinen Fauna von Spanien. Arch. f. Hydrobiol, XXI, pp. 175-240 y pp. 359-446

VIETS, K. 1937.- Wassermilben aus nordostspanischen Höhlengewässer. Arch. Hydrobiol, 31, pp. 553-564

GARCIA VALDECASAS, A. 1981 a.- Hidracnelas del macizo de Guadarrama. Tesis doctoral no publicada. Universidad Complutense de Madrid.

1981 b.- Axonopsis (Brachypodopsis) guadarramensis n. sep. from Central Spain (Acari, Parasitengona). Arch. f. Hidrobiol, 91, 2, pp. 254-258

GARCIA VALDECASAS, A. & GARCIA AVILES, J. 1981 c.- Some water mites (Acari Parasitengona) from the island of Minorca. Actas del I. Cong. Esp. de Limnología, pp. 173-177

UN ALGORITMO PARA EL CALCULO CON PRECISION DE LA ALCALINIDAD DE LAS AGUAS DULCES A PARTIR DE UNA TITULACION POTENCIOMETRICA.

Jordi CATALAN y Lluís CAMARERO.

Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona.

Palabras clave: Alcalinidad. Titulación de Gran. Aguas poco mineralizadas.

SUMMARY

AN ALGORITHM FOR GRAN TITRATION CALCULATIONS

Key words: Alkalinity. Gran titration. Soft waters.

An algorithm to improve calculations of the volumes of the equivalence points by means of acidimetric Gran titration is described. The method combines statistical and chemical properties to estimate the volumes within a confidence limit.

INTRODUCCION

En limnología, la alcalinidad se utiliza habitualmente en la valoración de los distintos componentes del sistema carbónico-carbonatos (MACKERETH et al., 1978). En las aguas dulces, la concentración de boratos, ortosilicatos, bisulfuros y aniones orgánicos es generalmente muy baja, de manera que la alcalinidad puede considerarse equivalente a,

$$Alc = [HCO3-] + 2[CO3=] + [OH-] - [H+]$$

Los procedimientos analíticos para la determinación de la alcalinidad son diversos (GOLTERMAN et al., 1978). Es habitual realizar titulaciones potenciométricas a pH final de 4.5. Sin embargo, para determinaciones precisas, este método tiene el inconveniente de no contemplar que el valor de pH del punto final varia entre valores de 5.5 y 4.5, en función de la temperatura y el contenido de "CO2 total" de la muestra. Este hecho puede conducir a errores relativos importantes, del orden del 50%, en aguas poco mineralizadas, como las de lluvia o de cuencas silíceas.

La localización del punto final real con una titulación acidimétrica es posible con el método de Gran (TALLING, 1973; STUMM & MORGAN, 1983), el cual, además, tiene la ventaja de basarse en incrementos de pH, con lo que es innecesaria la calibración precisa del pHmetro. Dicho método se fundamenta en modificar la curva de titulación, volumen de ácido añadido versus pH, para obtener funciones lineales (F) que involucren al volumen equivalnete -volumen de ácido necesario para alcanzar el punto final- y al volumen de ácido añadido (EDMON, 1972). Mediante ajuste por mínimos cuadrados, estas funciones permiten obtener el valor de los volúmenes equiva

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 397-404

lentes y por ende la alcalinidad y el "CO2 total",

$$Alc\ (meq/l) = V2 \times N \times 1000 / Vm$$

$$"CO2\ total"\ (mmol/l) = (V2-V1) \times N \times 1000 / Vm$$

donde N es la normalidad del ácido.

En STUMM y MORGAN (1983) hay un desarrollo pormenorizado de la obtención de estas funciones. Nos interesa el uso de dos de ellas,

$$F2 = (Vm + Va) \times antilog\ (k-pH)$$

$$F1 = (V2 - Va) \times antilog\ (k-pH)$$

donde Vm es el volumen de muestra; Va, el volumen de ácido añadido; k una constante elegida a conveniencia. Las notaciones V1 y V2, así como F1 y F2, intercambian el significado según los autores, en esta comunicaión V1 se refiere al punto equivalente de los bicarbonatos y V2 al punto equivalente del carbónico; F1 y F2, hacen referencia a las respectivas funciones para estimarlos. La función F2 es solamente aplicable para los puntos de la titulación de Va mayor que V2, puesto que su linealidad depende de que $[H^+]$ sea mucho mayor que $[HCO_3^-]+2[CO_3^=]+[OH^-]$. Para F2=0 se cumple que Va = V2. La función F1 es válida en el tramo de curva entre V2 y el primer punto equivalente, V1. Para F1=0 se cumple que Va = V1.

La problemática de este método reside en la elección de los puntos adecuados de la curva de titulación para construir las respectivas funciones F. Tanto TALLING (1973) como MACKERETH et al. (1978) lo resuelven escogiendo tres puntos entre pH 4.4 y 3.7 para F2, y, tres entre pH 7.6 y 6.7, para F1. Este procedimiento comporta una infrautilización de la información inherente a la curva de valoración. Primero, por condicionar una estimación con el mínimo de grados de libertad, con la consiguiente incertidumbre en el resultado. Segundo, por introducir una estimación relativamente peor para muestras de contenido de "CO2 total" en los extremos del rango. Efectivamente, para muestras de "CO2 total" elevado, el pH equivalente para V2 está cercano a 4.5, de manera que valores de pH 4.4 pueden no cumplir la condición de aplicabilidad de F2. En el otro extremo, para contenidos de "CO2 total" bajos, el pH equivalente tiende a 5.5, de manera que tomando valores inferiores a 4.4 pueden despreciarse puntos valiosos.

En esta comunicación presentamos un algoritmo de cálculo para obtener mejor rendimiento del método. El algoritmo se ha obtenido combinando criterios estadísticos sencillos y los criterios químicos que llevaron a la obtención de las funciones de Gran (STUMM & MORGAN, 1983). El procedimiento da un intervalo de confianza para los valores estimados, de forma que permite discernir acerca de la igualdad de muestras con valores próximos. Con relativa facilidad se pueden conseguir precisiones del orden del µeq/l.

El algoritmo aquí expuesto se ha desarrollado en un programa en lenguaje PascalVS en un ordenador IBM 3083. Sin embargo, es fácilmente adaptable a versiones de empleo en microordenadores. Incluso, si el número de puntos no es muy elevado, puede seguirse el algoritmo y realizando los cálculos con una calculadora de mano.

EXPOSICION DEL ALGORITMO

El objetivo del algoritmo es encontrar los tramos de la curva de titulación donde son aplicables F1 y F2, respectivamente, y dentro de ellos, encontrar la combinación de puntos de la titulación (pares Va-pH) que mejor estima nos den de V1 y V2, respectivamente. Como pretendemos estimar un valor de la propia variable independiente -volumen de ácido añadido (Va)-, el criterio estadístico a emplear deberá ser un intervalo

Nº	Va	pH	Nº	Va	pH	Nº	Va	pH	Nº	Va	pH
1	0	6.54	8	1.75	5.58	15	3.5	4.65	22	6.5	4.18
2	0.25	6.42	9	2	5.38	16	4	4.53	23	7.5	4.10
3	0.5	6.29	10	2.25	5.21	17	4.25	4.48	24	8.5	4.02
4	0.75	6.21	11	2.5	5.05	18	4.5	4.43	25	9	3.99
5	1	6.06	12	2.75	4.92	19	5	4.35	26	10	3.93
6	1.25	5.93	13	3	4.82	20	5.5	4.28	27	12	3.84
7	1.5	5.77	14	3.25	4.74	21	6	4.23	28	14	3.76

Tabla 1.- Titulación con HCl 0.005207 N de 242 ml de un agua de 10 uS/cm de conductividad realizada a 18ºC. Va, volumen de ácido añadido; Nº, identificación de los puntos.
Table 1.- Acidimetric titration for 242 ml of a 10 uS/cm water. Va, acid volume; Nº, point identification.

de confianza para predicciones inversas por regresión lineal (SOKAL & ROHLF 1979). Este tipo de intervalos son asimétricos respecto del valor estimado. Para conseguir una exposición más comprensible, ilustraremos los distintos pasos del algoritmo mediante un ejemplo. Para ello, emplearemos los datos de la tabla 1, que corresponde a la titulación de una muestra de agua de baja alcalinidad de un lago pirenaico, realizada con un equipo relativamente sencillo: un pHmetro Orion 231 con lectura hasta la centésima y una bureta manual de 0.05 ml de precisión.

Estimación de V2

1) Se toman en consideración los puntos de la curva de titulación con valores de pH entre 6 y 3.7. Este intervalo amplio permite mantener la ventaja que representa poder realizar la titulación sin una calibración precisa del pHmetro. En el ejemplo, se toman los puntos del 6 al 28.

2) Aprovechando la propiedad de que el cambio de pH por unidad de volumen de ácido añadido es mayor cerca del punto de equivalencia, se hallan los puntos de la titulación entre los que probablemente se encontrará V2. Se acota inferiormente el tramo por el valor Va mayor de ambos. (A partir de aquí, la cota inferior hace referencia al punto del tramo de Va menor, y, recíprocamente, la cota superior será la de Va mayor). En el ejemplo la cota inferior sería el punto 9.

3) Ajustamos una recta a los tres últimos puntos del tramo y vamos añadiendo sucesiva y ordenadamente un nuevo punto hasta llegar a la cota inferior, el ajuste será cada vez mejor -aunque sea simplemente por un aumento de los grados de libertad-. Sin embargo, al acercarnos a V2, habrá una pérdida de linealidad progresiva, introduciéndose tal error en el ajuste que no será compensado por el aumento en grados de libertad. La cota inferior del tramo se lleva al punto donde empieza un desajuste continuado. Tras este proceso (tabla 2), el tramo queda reducido a los puntos del 13 al 28 en el ejemplo.

4) Se repite el proceso empezando desde la cota inferior. A continuación, de otra vez desde la nueva cota superior, y así sucesivamente hasta que el ajuste en las "colas" del tramo no empeora. En el ejemplo se eliminaría el punto 28 en este paso.

5) Acotado el tramo lineal, si el número de puntos es pequeño, se pueden probar todas las combinaciones de puntos posibles. Sin embargo, estas crecen rápidamente con el número de puntos, con 15 son ya 32647,

Puntos	V2 (ml)	Intervalo (2H)
28-26	2.0710	7.66337
28-25	2.1115	1.19664
28-24	2.0914	0.60947
28-23	2.1726	0.51999
28-22	2.1425	0.39375
28-21	2.1196	0.32653
28-20	2.0762	0.33753
28-19	2.0597	0.30243
28-18	2.0507	0.27180
28-17	2.0506	0.24592
28-16	2.0484	0.22639
28-15	2.0417	0.21420
28-14	2.0422	0.20061
28-13	2.0349	0.19626
28-12	2.0227	0.20680
28-11	2.0072	0.23135
28-10	1.9862	0.27980
28-09	1.9555	0.37519

Tabla 2.- Tercer paso del algoritmo en la estimación de V2.
Table 2.- Third algorithm step for V2 estimation.

de manera que el tiempo requerido para el cálculo puede ser elevado. Para conseguir una aproximación al valor óptimo, sin realizar todas las combinaciones, puede seguirse el procedimiento siguiente. Empezando por la cota superior, se ajusta una recta a los tres primeros puntos y se van añadiendo los siguientes como en pasos anteriores. Sin embargo, ahora, cuando la adición de un nuevo punto incremente la amplitud del intervalo, ese punto se eliminará y se volverá a empezar desde el mismo extremo. Cuando en sentido descendente -entiéndase desde los puntos finales de la titulación hacia los iniciales- el intérvalo va siempre decreciendo con la adición de nuevos puntos, se repite el proceso desde la cota inferior. Se procede alternativamente hasta que no se consigue ninguna mejora en el ajuste (tabla 3). Finalmente, si el número de puntos es suficientemente pequeño se prueban todas las combinaciones posibles. En caso contrario, la combinación con un intervalo menor entre las probadas es elegida como estima de V2. En el ejemplo, se llega a V2 = 2.0369, de donde Alc = 0.0438, con un 95% de probabilidad de encontrarse entre 0.0434 y 0.0442. Para esta estimación se requieren 79 ajustes lineales frente a los miles que serían necesarios para probar todas las combinaciones posibles de los 20 puntos. A pesar de que no puede garantizarse que sea la combinación óptima de puntos, sin duda está cercana a ella, obsérvese la fig.1a.

Para titulaciones con un número de puntos superior a 5, se evita aceptar cualquier combinación en la que todos ellos tengan valores de pH inferiores a 4. Se trata de una precaución para evitar aquellos casos en los que, probablemente por la presencia de otro proteolito (KRAMER, 1982), los últimos puntos se encuentran dentro de otra linealidad, con mejor ajuste, la cual no corresponde al sistema que analizamos. Para muestras con menos de 5 puntos tal estimación se toma como irremediable, teniendo en cuenta que probablemente sea errónea.

Estimación de V1

La estimación de V1 puede resultar más problemática puesto que su valor se ve afectado por el contenido de "CO_2 total" de la muestra. Estrictamente, durante la titulación no debería permitirse el intercambio de CO_2 con la atmósfera (EDMON, 1970). Sin embargo, si la titulación es rápida (5-10 min según TALLING (1973)) o se emplea una interfase aire-muestra pequeña (c. 1 cm2), la desviación no es excesiva y la aproximación es válida. Evidentemente, si se pretende estimar el "CO_2 total" in situ, la muestra, desde la recogida hasta su titulación, no deberá tener contacto con la atmósfera. En la mayoría de casos, probablemente resulte más cómodo estimarlo a partir del pH, la conductividad y la alcalinidad (MACKERETH et al., 1978). Esta última no varia con los intercambios de CO_2, excepto si condujeran a precipitaciones de carbonatos. Un segundo inconveniente es que muchas muestras se encuentran ya inicialmente por debajo del pH que corresponde a V1, como consecuencia las valoraciones con ácido tienen

1ª Iteración

Puntos utilizados	V2 (ml)	Intervalo (2H)
27-25	1.9514	6.14796
27-24	1.9698	1.04659
27-23	2.1414	0.88660
27-22	2.1091	0.54970
27-21	2.0870	0.40410
27-20	2.0373	0.37900
27-19	2.0244	0.31814
27-18	2.0203	0.27311
27-17	2.0255	0.24242
27-16	2.0267	0.21896
27-15	2.0222	0.20196
27-14	2.0258	0.18817
27-13	2.0196	0.18047

No se elimina ningún punto

2ª Iteración

13-15	1.9759	9.33079
13-16	1.9838	0.44312
13-17	1.9834	0.22272
13-18	2.0003	0.17760
13-19	2.0155	0.14815
13-20	2.0348	0.14765
13-21	2.0197	0.14765
13-22	2.0102	0.14010
13-23	1.9839	0.18117 ←
13-24	2.0024	0.18884 ←
13-25	2.0073	0.17701

Se eliminan los puntos 23 y 24

3ª Iteración

13-22,25	2.0112	0.11961
13-22,25-26	2.0252	0.13360 ←
13-22,25-27	2.0180	0.13126

Se elimina el punto 26

4ª Iteración

13-22,25,27	2.0118	0.10649

No se elimina ningún punto

5ª Iteración

27,25,22	2.0462	0.49821
27,25,22-21	2.0425	0.10058
27,25,22-20	2.0004	0.29163 ←
27,25,22-19	1.9967	0.20272

Se elimina el punto 20

6ª Iteración

27,25,22,21,19	2.0193	0.15030 ←
27,25,22,21,19,18	2.0144	0.10726

7ª Iteración

27,25,22,21,18	2.0246	0.11134 ←
27,25,22,21,18,17	2.0291	0.08148

Se elimina el punto 18

8ª Iteración

27,25,22,21,17	2.0401	0.05148
27,25,22,21,17,16	2.0357	0.04431
27,25,22,21,17-15	2.0255	0.07291 ←
27,25,22,21,17-14	2.0290	0.06520

Se elimina el punto 15

9ª Iteración

27,25,22,21,17,16,14	2.0369	0.03507
27,25,22,21,17,16,14,13	2.0241	0.09144 ←

Se elimina el punto 13

10ª Iteración

14,16,17	2.0427	0.42053
14,16,17,21	2.0354	0.06842
14,16,17,21,22	2.0319	0.04853
14,16,17,21,22,25	2.0380	0.04484
14,16,17,21,22,25,27	2.0369	0.03507

No se elimina ningún punto
Final de las iteraciones V2=2.0369

Tabla 3.- Estimación de V2. Selección de puntos en el tramo lineal de F2.
Table 3.- V2 estimation. Point selection within the F2 linear region.

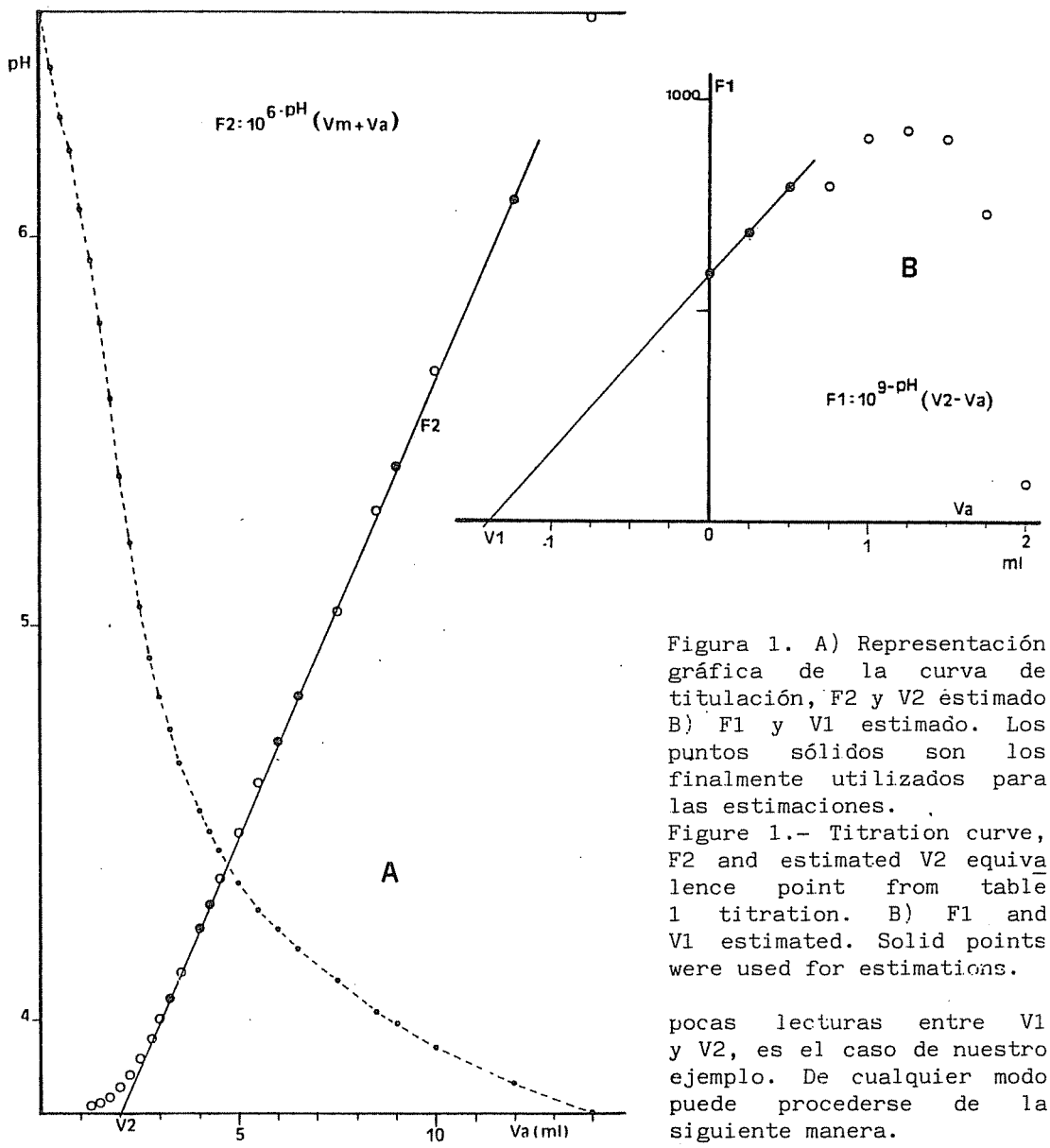


Figura 1. A) Representación gráfica de la curva de titulación, F2 y V2 estimado B) F1 y V1 estimado. Los puntos sólidos son los finalmente utilizados para las estimaciones.
Figure 1.- Titration curve, F2 and estimated V2 equivalence point from table 1 titration. B) F1 and V1 estimated. Solid points were used for estimations.

pocas lecturas entre V1 y V2, es el caso de nuestro ejemplo. De cualquier modo puede procederse de la siguiente manera.

1) La cota superior del tramo para F1 se situa en el punto de Va inmediatamente menor al V2 estimado. El punto 9 en el ejemplo. La cota inferior se coloca en el punto inicial de la titulación.

2) La porción de curva cercana a V2 en la que F1 de los puntos decrece, por acercarnos al límite donde Va tiende a V2 y, por tanto, F1 a cero, debe eliminarse. Se trata de buscar, desde la cota superior y en sentido descendente, aquel punto a partir del cual F1 vuelve a decrecer. En el ejemplo (fig.1b), esto ocurre a partir del punto 6, se suprimen los puntos del 7 al 9.

3) A diferencia de F2, es probable que F1 pierda linealidad tanto en el extremo inferior, al acercarse a V1, como en el superior, al acercarse a V2. Por lo tanto, iniciaremos el corte de colas por un punto intermedio

que como convenio podemos tomar el de pH más cercano a 7. Se ajusta una recta a los tres primeros puntos en dirección a la cota superior y se procede en la forma habitual hasta alcanzar dicha cota. Cortaremos por el punto a partir del cual el ajuste no mejore. El punto 3 en el ejemplo. Desde la nueva cota superior, procederemos en sentido opuesto, para cortar del mismo modo inferiormente. Es probable que esta segunda parte del paso sea a menudo innecesaria, porque el pH inicial de la muestra esté ya bastante por debajo del punto equivalente.

4) Una vez acotado el tramo lineal, se procederá del mismo modo que para V2 para escoger la mejor combinación de puntos. En el ejemplo obtenemos V1 = -1.4532, de donde "CO2 total" = 0.075 mmol/l. Puede comprobarse su corrección calculándolo de forma independiente a partir de la alcalinidad, pH inicial, temperatura y conductividad.

BIBLIOGRAFIA

EDMOND, J. M. 1970. High precission determination of titration alkalinity and total dioxide content of sea water by potentiometric titration. Deep-Sea Res., 17:737-750.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. 1978. 2 nd Ed. Methods for Physical & Chemical Analysis of Fresh Waters. Blackwell Scientific Publ.. Oxford. 213 pp.

KRAMER, J.R. 1982. Alkalinity and Acidity. pags. 85-134. En MINEAR, R.A. & KEITH, L.H. Water Analysis. Vol I. Inorganic Species. Academic Press. New York. 287 pp.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. Water Analysis: revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Ambleside. 178 pp.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1979. Biometria. Blume. Madrid. 832 pp. (Trad. castellana de Biometry, 1969. Freeman. New York).

STUMM, W. & MORGAN, J.J. 1981. Aquatic chemistry. 2nd Ed. Wiley. New York. 780 pp.

TALLING, J.F. 1973. The application of some electrochemical methods to the measurement of photosynthesis and respiration in fresh waters. Freshwater Biology, 3:335-362.

UN MUESTREADOR PERMANENTE DE PERIFITON PARA LA OBTENCION SIMULTANEA DE MUESTRAS CON DIFERENTE TIEMPO DE EXPOSICION.

María Adela CASCO* y Daniel D'AMELIO*

*División Ficología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de La Plata. Argentina.

Palabras clave: Perifiton. Muestreador múltiple.

SUMMARY

A PERIPHYTON PERMANENT SAMPLER FOR THE SIMULTANEOUS OBTENTION OF SAMPLES WITH DISTINCTS TIMES OF EXPOSITION.

Key words: Periphyton. Multiple sampler.

The purpose of this paper is the description of a new Periphyton sampler that we have designed. It consists on twelve autonomous units each one for five samples en the same apparatus with esmeried glass slides as artificial substrata at vertical position.

We searched that this design has the desirable characteristics of simulation natural substrates, that it is an adequate standard sampler design, and that the samples can be suitable for different objectives. A "F max." statistic test made over chlorophyll "a" and phaeopigments measurements, reject the hypotesis (H1) that there is a component due the sampler design.

We suppose that this design have evident advantages over previous samplers because it is based on the following: 1) quick removal of the desired samples with minimal disturbance of other substrates; 2) comparability of all samples (an same area and substrate); 3) substrate useful for distinct analysis; 4) possibility to obtain simultaneously 60 samples with the same until twelve time expositions.

INTRODUCCION

Bohr (1973) concluye que puede considerarse a la asociación como una unidad básica adecuada para el estudio del perifiton por cumplir los requisiton necesarions para su interpretación: reflejar adecuadamente la naturaleza, ser recurrentes y comparables, y utilizables para varias clases de investigación y fines prácticos. Según la naturaleza del sustrato, de importancia en la presencia y distribución de la biota viviente sobre él, pueden definirse dos tipos de asociaciones algales:

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
ACTAS : 405-414

a) el herpobentos: crece en o sobre limo y arcilla. Los organismos pueden moverse fácilmente entre las partículas.

b) el haptobentos (Warming, 1923; en Hutchinson, 1975): crece sobre sustrato sólido, el que puede ser orgánico o inorgánico, vivo o muerto (Wetzel, 1983). El término perifiton usado en sentido amplio (Sládecková, 1962) es sinónimo de haptobentos.

Se ha publicado un gran número de trabajos en los que se acepta al sustrato artificial como representativo de las condiciones naturales (Yount, 1956; Castenholz, 1960; Kevern, Wilhm y Van Dyne,1960; Sladeck y Sládecková, 1963; Dumont, 1969; Rosemarin y Gelin, 1978; Marcus, 1980; Munteanu y Maly, 1981) a pesar de ser muy discutido su empleo para relevar la producción del perifiton.

En el presente artículo se describe un nuevo muestreador de perifiton que pretende cumplir con el máximo de los requerimientos solicitados para este tipo de artefactos y al mismo tiempo ser totalmente manipulable. Por otra parte, la construcción standard de sustratos artificiales permitiría realizar estimaciones de colonización potencial y comparaciones, por lo que la búsqueda de una optimización en el diseño de muestreadores significa una contribución al estudio de la biota epífita.

Su construcción surge de la necesidad de interpretar la estructura y dinámica del perifiton del embalse Ezequiel Ramos Mexía (provincias de Río Negro y Neuquén, Argentina), un cuerpo de agua de 812 km2 de superficie cuyo desarrollo de la línea de costa (3,4) y del área litoral, además de las variaciones del nivel del agua (aproximadamente 4 m) y la variabilidad de sustratos colonizables (12 especies de macrófitas acuáticas sumergidas, vegetación terrestre no removida en el momento de llenado del embalse, sustrato rocoso), hacen difícil un muestreo representativo.

REQUERIMIENTOS Y SOLUCIONES DADAS POR EL MUESTREADOR

Para confeccionarlo se tomaron en cuenta puntualmente cada uno de los requerimientos básicos según el plan de trabajo.

Debía obtenerse en un mismo momento y sitio de muestreo información suficiente para desarrollar en forma comparada diferentes métodos, tales como medición de biomasa por pesadas, determinación de pigmentos fotosintéticos y observación microscópica de la comunidad. Por lo tanto se diseñaron armazones (rayos) independientes entre sí y capaces de portar cinco sustratos cada uno.

Esta información conjunta debía recabarse periódicamente. Con el fin de estimar la producción correspondiente a cada momento del año y su variación debido a los diferentes estadíos de la colonización, se consideró la necesidad de quitar en cada toma de muestras sustratos expuestos durante un período corto de tiempo y otros acumulados. Así, de acuerdo con Castenholz (1960) y con las propias posibilidades, se estableció una frecuencia de muestreo de un mes y se construyó al muestreador con 12 rayos ubicados a igual profundidad y con idénticas condiciones con el fin de cumplir con un ciclo anual (Figura Nº 1).

Respecto a las características del sustrato en sí, se eligió al vidrio por ser transparente (requisito necesario para evitar sombreos y para realizar observaciones directamente sobre su superficie) y por

ser recomendado por diversos autores (Castenholz, 1960; Sládecková y Pieczynska, 1971; Rosemarin y Gelin, 1978). Se utilizaron portaobjetos, y para aumentar la receptividad del vidrio cada uno fué esmerilado. El esmerilado se realizó siempre en la misma dirección (en el sentido del largo del portaobjetos) con el fin de optimizar la limpieza por raspado cuando ésta era necesaria en el laboratorio.

rayo / mes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	X (1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	X (1)	X (2)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3	1	X (1)	X (3)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
4	2	1	X (1)	X (4)	4	4	4	4	4	4	4	4
5	3	2	1	X (1)	X(5)	5	5	5	5	5	5	5
6	4	3	2	1	X (1)	X (6)	6	6	6	6	6	6
7	5	4	3	2	1	X (1)	X (7)	7	7	7	7	7
8	6	5	4	3	2	1	X (1)	X (8)	8	8	8	8
9	7	6	5	4	3	2	1	X (1)	X (9)	9	9	9
10	8	7	6	5	4	3	2	1	X (1)	X(10)	10	10
11	9	8	7	6	5	4	3	2	1	X(1)	X(11)	11
12	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	X(1)	X(12)

FIGURA 1: Diseño de muestreo. Se marcan con una X los marcos que son removidos y repuestos inmediatamente. Los números internos del cuadro representan el tiempo de exposición en el agua en meses, y los números entre paréntesis el tiempo de exposición cumplido en el momento de la extracción. Se considera mes cero al de postura del muestreador en el agua.
FIGURE 1: Sampling design. X: frame that was removed and inmediatelly replaced. The numbers represent the exposition time in the water in months. The numbers between parenthesis represent the complete exposition time at the moment of the extraction. The zero month is when the sampler was placed in the water.

Los portaobjetos debían reflejar las condiciones dadas por los sustratos naturales. Por lo tanto, se decidió colocar al sustrato artificial en forma vertical, sostenido por armazones formando rayos de forma tal que ambas caras de cada portaobjetos estén expuestas (ofreciendo así cada portaobjetos una superficie colonizable de 40 cm^2).

Las características del armazón también cumplían el requerimiento de que los portaobjetos puedieran extraerse fácilmente y, por no tocarse entre sí, que no se produjeran arrancamientos de material. A su vez, la forma de remoción de los rayos fue un punto crítico en la construcción del muestreador, debido a que era necesario evitar el stress del material que no iba a sacarse. Esto se solucionó removiendo cada rayo y suplantándolo

inmediatamente por otro completo, tarea posible de realizar aún sin quitar al muestreador del agua.

Una condición importante a cumplir era que todo el muestreador simulara el sustrato natural respecto a su comportamiento. Debido a que los cambios de nivel del embalse tienen un rango de aproximadamente 4 metros, era necesario que se mantuviera una distancia constante al fondo, lo cual descartaba el suspender al muestreador directamente de una boya. Así, se utilizó una boya sumergida capaz de sostenerlo formando una vertical respecto al fondo, donde era anclado con un muerto. Desde esa boya se colocó otra en superficie sujeta con una soga cuya extensión era suficiente como para que esta última sea visible aún en los momentos en que el lago tenía su mayor volumen.

El trabajo en el laboratorio corroboró la necesidad de usar el sustrato artificial elegido. Para el examen microscópico debía observarse directamente la muestra con el fin de identificar correctamente a los organismos (evitando arrancamientos, pérdidas de áreas basales de fundamental importancia en algunos grupos), observar su patrón de distribución, efecto de sombra, determinar índices de fijación, etc.

DESCRIPCION

El modelo en conjunto cumple la función de contener 60 portaobjetos. Está formado por un cuerpo fijo y 12 marcos (o rayos) removibles. (Figura Nº 2).

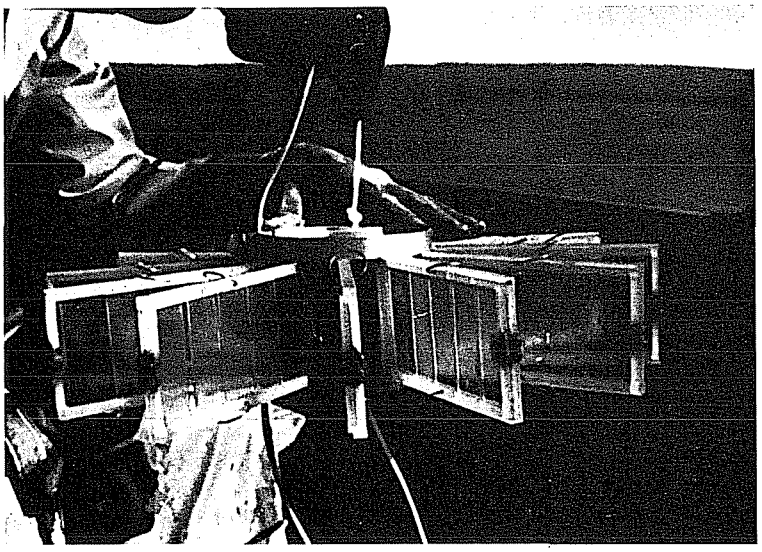


FIGURA 2: Vista general. Se observan un cuerpo fijo central y marcos (o rayos) removibles.
FIGURE 2: General view. Central fixed body and removables frames (or rays).

El cuerpo fijo (Figura Nº 3) es un cilindro (1) con 12 perfiles "u" (2) de acero inoxidable, que actúan como guías para los marcos removibles, distribuídos simétricamente sobre la superficie de revolución. Las bases (soldadas al cilindro) tienen practicado un agujero central por el cual pasa otro cilindro (3) que también va soldado a las bases. La base superior (5) posee 12 agujeros (5') distribuídos sobre una circunferencia concéntricamente y alineados radialmente con los espacios medios entre guías. La base inferior (6) supera en diámetro al cilindro (1), conteniendo a las guías (2); el borde de esta base termina en un anillo cilíndrico (7) encargado de hacer tope con las pestañas de los marcos (Figura Nº 4, 12), junto con la tapa giratoria superior (Figura Nº 3, 4).

La tapa móvil (4) (Figura Nº 3), gira alrededor del cilindro (3). Su desplazamiento vertical queda impedido por una arandela (8) fija al

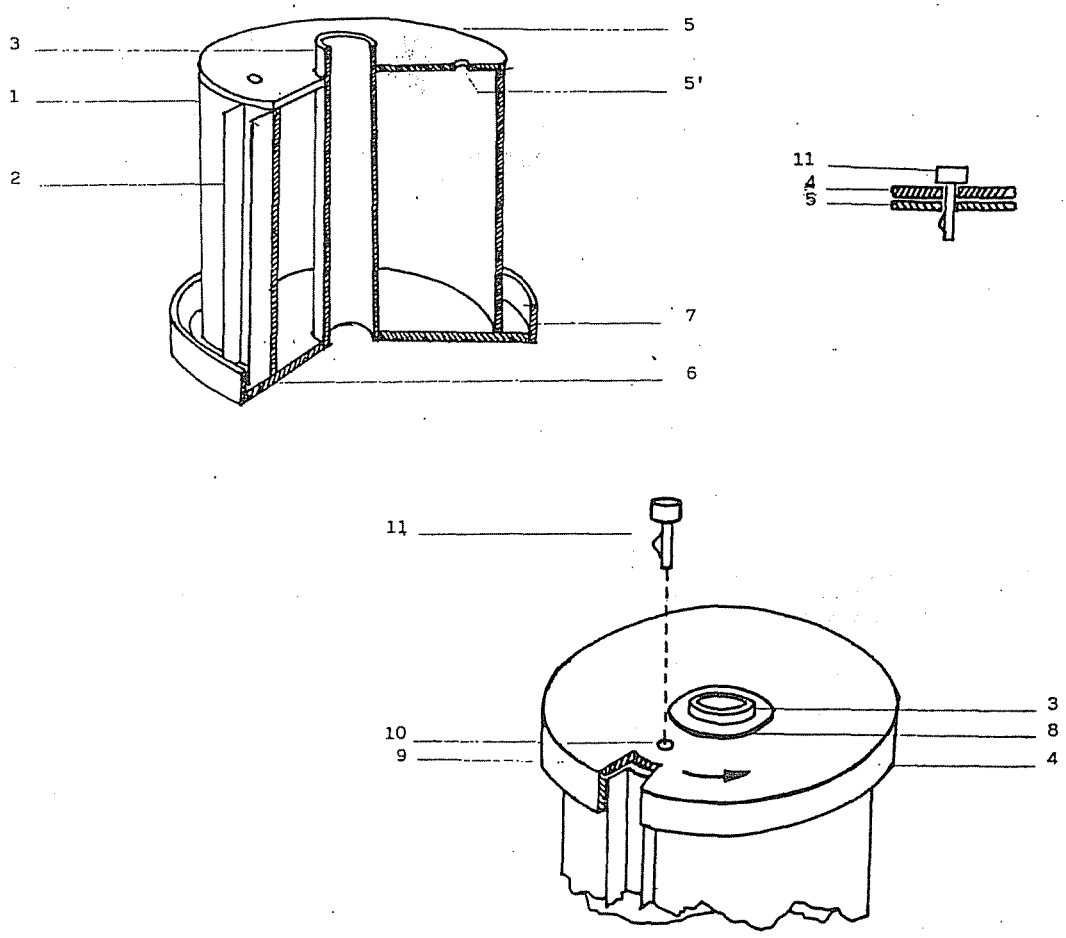


FIGURA 3: Cuerpo fijo sin la tapa superior. Detalles de la tapa superior y del seguro. Referencias en el texto.
FIGURE 3: Fixed body without the upper cover. Detail of the upper cover and the lock. References in the text.

extremo del cilindro (3). Esta tapa, de idéntica forma y dimensión que la base inferior, difiere en que tiene practicados un corte (9) y un agujero (10) alineados radialmente. El agujero está ubicado a igual distancia del centro que los practicados en la base superior del cuerpo fijo, por este agujero pasa el seguro (11).

Los marcos (Figura Nº 4) están formados por dos cuadros unidos

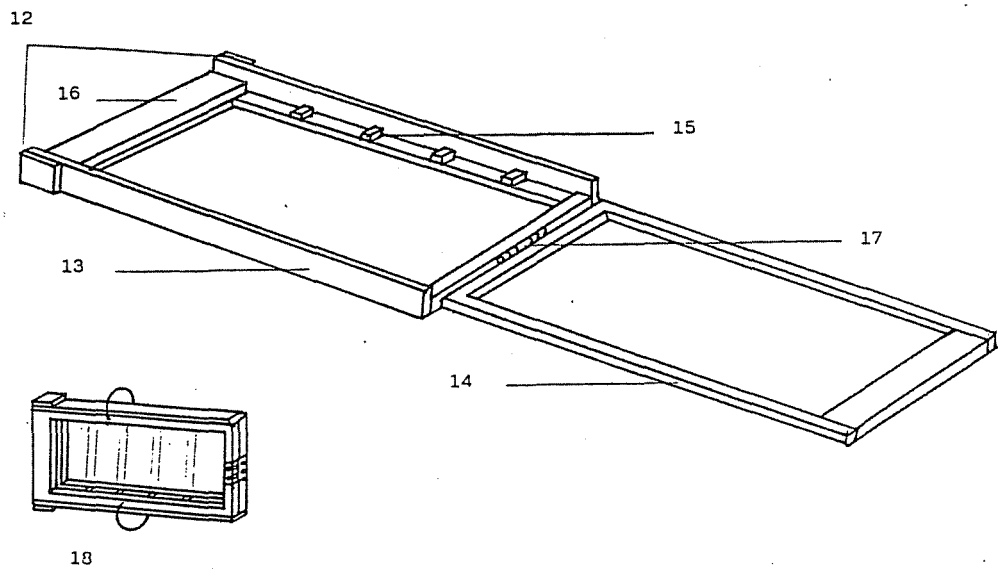


FIGURA 4: Marco abierto en el que se observan los separadores para los portaobjetos en el contenedor, y marco cerrado con dos resortes. Referencias en el texto.
FIGURE 4: Open frame with slides separator in the container and closed frame with two springs. References in the text.

por los lados menores por una bisagra (17). Uno de ellos es el contenedor propiamente dicho (13) para cinco portaobjetos, y el otro hace de tapa (14). El contenedor posee separadores (15) que mantienen separados a los portaobjetos una vez colocada la tapa.

El marco, una vez cerrado, se asegura por uno de los lados menores (16) que queda sujeto por la guía, y por dos resortes a flexión (18) que no permiten que se abran cuando se los remueve del cuerpo.

Materiales: a excepción de las bisagras (nylon-acero inoxidable) y guías (acero inoxidable), todos los demás componentes son de acrílico (cristal). La elección fue tomada para cubrir la necesidad de iluminación pareja (sin sombras) y por su costo. Si bien no se ha realizado matricería, ésta puede emplearse cuando el número de muestreadores a realizar lo justifique.

Operación: la remoción de los marcos se realiza de a uno por vez. Sosteniendo al cuerpo fijo por su base inferior, y luego de retirar el seguro, se hace girar la tapa superior hasta hacer coincidir su abertura (Figura Nº 3, 9) con el marco a remover. Para liberar al marco, se lo desliza hacia arriba. Una vez afuera se lo podrá abrir en campo o laboratorio ya que para disponer nuevamente del sistema completo se pueden tener marcos de recambio para intercambiar con el retirado.

PRUEBA DE EFICIENCIA DEL MUESTREADOR

Con el fin de determinar si el diseño del muestreador influye en la colonización de los portaobjetos se realizó una prueba de eficiencia basada en el análisis de pigmentos algales.

Se colocó un muestreador completo en el agua a 1 m de profundidad y se dejó en exposición durante un mes. Luego se analizaron un total de 24 portaobjetos correspondientes a 6 rayos y 4 sitios respecto al núcleo dentro de cada uno. Se analizaron la clorofila a y los feopigmentos mediante la remoción del material, extracción por acetona y lectura en espectrofotómetro. Para los cálculos se siguió a Lorenzen (1967). Los resultados se presentan en las Tablas 1 y 2.

rayos	portaobjetos 1	2	3	4	S^2
1	.263	.442	.423	.305	.007
2	.278	.429	.758	.342	.045
3	.397	.442	.583	.416	.007
4	.314	.395	.453	.393	.003
5	.258	.363	.496	.666	.031
6	.390	.288	.389	.466	.005
S^2	.004	.004	.018	.016	

$\frac{S^2_{máx.}}{S^2_{mín.}} = 13,78$

$F_{máx.}$ 0,05 6,5 = 18,7

$\frac{S^2_{máx.}}{S^2_{mín.}} = 5,1$ $F_{máx.}$ 0,05 4,3 = 39,2

TABLA 1: Valores de Clorofila a en mg/cm2 de 6 marcos y 4 sitios respecto al cuerpo fijo obtenidos luego de 1 mes de exposición a 1 m de profundidad; varianzas obtenidas para cada grupo, S máx./S mín. y valores de F máx. para el nivel de significación del 5 %.
TABLE 1: Chlorophyll a values in mg/cm2 of 6 frames and 4 places respect fixed body obtained after 1 month exposition at 1 m profundity; variances for each group, S max./S min. and F max. values for the significance level 5 %.

Con dichos resultados se realizó un sencillo análisis de F máx. (Sokal y Rohlf, 1980). Tanto para los distintos rayos como para los 4 niveles elegidos respecto al núcleo los valores obtenidos en los análisis de clorofila a y feopigmentos resultaron menores que los valores

rayos	portaobjetos 1	2	3	4	S^2
1	.051	.035	.118	.115	.002
2	.000	.000	.077	.051	.001
3	.000	.072	.000	.038	.001
4	.069	.050	.064	.097	.004
5	.042	.037	.000	.027	.000
6	.090	.079	.013	.014	.002
S^2	.001	.001	.002	.002	

$\frac{S^2_{máx.}}{S^2_{mín.}} = 10$

$F_{máx.}$ 0,05 6,5 = 18,7

$\frac{S^2_{máx.}}{S^2_{mín.}} = 3$ $F_{máx.}$ 0,05 4,3 = 39,2

TABLA 2: Valores de feopigmentos en mg/cm2 de 6 marcos y 4 sitios respecto al cuerpo fijo obtenidos luego de 1 mes de exposición a 1 m de profundidad; varianzas obtenidas para cada grupo, S máx./S mín. y valores de F máx. para el nivel de significación del 5 %.
TABLE 2: Pheo-pigments values in mg/cm2 of 6 frames and 4 places respect the fixed body obtained after 1 month exposition at 1 m of profundity; variances for each group, S max./Smin. and F max. values for the significance level 5 %.

críticos dados en la tabla de F máx. para el nivel de significación del 5 %. Por lo tanto se concluye que tanto las varianzas de los 6 rayos como las de los 4 niveles de portaobjetos no son significativamente distintas.

CONCLUSIONES Y DISCUSION

Se considera que el muestreador cumple con los requisitos de simulación de sustratos naturales y que es versátil, permitiendo su uso sistemático.

Su operatividad está basada en la rápida remoción de las muestras requeridas y en el mínimo disturbio de aquellas no quitadas; en la posibilidad de comparación de todas las muestras dada por el vidrio esmerilado como tipo de sustrato, por el portaobjetos como área colonizable (de 40 cm^2), por su ubicación (disposición radiada de las series a igual profundidad), y por el número de muestras simultáneas. Esta última característica adquiere relevancia por ejemplo cuando desean compararse diferentes formas de estimación de la producción perifítica y debe recolectarse un alto número de muestras.

Permite establecer diferentes combinaciones de extracción de los rayos de acuerdo con el tipo de estudio requerido, mediante la autonomía de cada rayo y la posibilidad de reposición inmediata.

Kevern et al. (1960) concluyen en su trabajo que el uso de sustratos artificiales para muestrear el perifiton en series de tiempo de exposición crecientes es idóneo para medir la tasa de crecimiento instantáneo de la comunidad perifítica bien establecida. Creemos que el diseño de este muestreador permitirá realizar otros avances sobre esta línea de trabajo.

Además, y a pesar de que la prueba realizada fué solamente un análisis de eficiencia, el diseño del muestreador permite la realización de análisis estadísticos cuando se obtienen valores en sucesivos períodos de tiempo, mediante análisis de varianza entre rayos con diferente tiempo de exposición. Esto se considera una ventaja importante sobre los sustratos artificiales fijos.

Se concluye, a través del test estadístico realizado, que no hay diferencias significativas entre los sitios posibles de ubicación de cada sustrato. No se demuestra que haya una componente añadida debido al diseño del muestreador.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a HIDRONOR S.A., a través del convenio HIDRONOR-Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" el apoyo financiero otorgado para la construcción y prueba del muestreador, al personal del Laboratorio de Ecología de la Villa El Chocón su ayuda en el trabajo de campo, y al Dr. Sebastián A. Guarrera su confianza y aval para el desarrollo de estas pruebas.

BIBLIOGRAFIA

BOHR, R. 1973. Phytosociology of periphyton. Pol. Arch. Hydrobiol., 20, 1 : 185-188.

CASTENHOLZ, R. W. 1960. Seasonal changes in the attached algae of freshwater and saline lakes in the Lower Grand Coulee, Washington. Limnol. Oceanogr., 5: 1-28.

DUMONT, H. 1969. A quantitative method for the study of periphyton. Limnol. Oceanogr., 14 (2) : 303-307.

HUTCHINSON, G. E. 1975. A treatise on Limnology. III. Aquatic macrophytes and attached algae. John Wiley y Sons, Inc., New York. 660 pp.

KEVERN, N. R. et al. 1960. Use of artificial substrate to estimate the productivity of periphyton. Limnol. Oceanogr. 11 : 499-502.

LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments. Spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. 12 : 343-346.

MARCUS, M. D. 1980. Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a Reservoir discharge. Ecology, 61 (2) : 387-399.

MUNTEANU, N. y E. J. MALY. 1981. The effect of current on the distribution of diatoms settling on submerged glass slides. Hydrobiologia, 78 : 273-282.

ROSEMARIN, A. S. y G. GELIN. 1978. Epilithic algal presence and pigment composition an naturally ocurring and artificial substrates in lakes Trummen and Fiolen, Sweden. Verh. Int. Verein. Limnol. 20: 808-813.

SLADECK, V. y A. SLADECKOVA: 1963. Relationship between wet weight and dry weight of the periphyton. Limnol. Oceanogr., 8 : 309-311.

SLADECKOVA, A. 1962. Limnological investigation methods for the periphyton ("Aufwuchs") community. Botan. Rev., 28 (2) : 287-350.

SLADECKOVA, A. y E. PIECZYNSKA. 1971. Periphyton. En: Edmonson y Winberg (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. IBP Handbook Nº 17 . Blackwell Sc. Publ., Oxford. Págs. 109-122.

SOKAL, R. R. y F. J. ROHLF. 1980. Introducción a la Bioestadística. Ed. Reverté, Barcelona. 362 pp.

WETZEL, R. G. 1983. Periphyton of Freshwater Ecosystems. Editor. Developments in Hydrobiology 17. J. W. Junk. La Haya. 352 pp.

YOUNT, J. L. 1956. Factors that control species numbers in Silver Springs, Florida. Limnol. Oceanogr., 1: 286-295.

CAMARA PARA EL ESTUDIO DEL METABOLISMO LITORAL DE UN EMBALSE.

Néstor A. GABELLONE* y Francisco KAISIN**.

*Laboratorio de Ecología Vegetal. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
**Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Buenos Aires, Argentina.

Palabras claves: Metabolismo litoral, macrófitas, embalses.

SUMMARY

CHAMBER FOR THE STUDY OF THE LITTORAL METABOLISM OF A RESERVOIR.

Key words: Littoral metabolism, macrophytes, reservoirs.

In this paper we describe the utilization of a benthic chamber, specially designed to measure metabolism changes in a large reservoir littoral with submerged macrophytes at northern Patagonia.

The apparatus was build with acrylic material, a capacity of 250 l, 1 m heigt and 0,25 m2 of exposed area. The change of water was made each three hours, the oxigen metabolism was calculate according to Hall, Tempel and Peterson (1979) at four different heights into the chamber.

The results show distinct metabolism at differents heights into the chamber in each sampling site, due to, presumably, the variability in the benthic community between each site.

INTRODUCCION

En los últimos años se realizaron estudios sobre las comunidades litorales del embalse Ezequiel Ramos Mexía (prov. de Río Negro y del Neuquén, Argentina) en cuanto al zoobentos (Kaisin, 1986), al perifiton y fitobentos (Casco, 1986), y a las macrófitas acuáticas sumergidas (Gabellone, 1986). Estos trabajos permitieron conocer la distribución de la biomasa, la producción primaria, la distribución de los organismos, sus ciclos de vida, sus hábitos de crecimiento y en general relaciones con parámetros ambientales.

Actualmente y con el fin de conocer mejor el funcionamiento del complejo litoral del embalse, ocupado por vegetación acuática sumergida, se decidió estudiar su metabolismo e integrarlo a la información obtenida previamente.

El embalse se encuentra entre los 39º 15' - 39º 40' de lat. S a 68º 40' - 69º 29' de long. W. Ocupa una superficie de 815 km2 a cota máxima, la profundidad media es de 24,7 m y la máxima de 60 m. El clima

de la región es árido mesotermal con una precipitación media anual de 200 mm con 340 días al año con viento, cuya velocidad promedio aproximada es de 22 km/h.

Para llevar a cabo el estudio se utilizó la técnica de la curva de oxígeno (Odum y Hoskin, 1958; Odum y Wilson, 1962; Hall y Moll, 1975 y Hall, Tempel y Peterson, 1979). Este método, aunque en algunos casos no es útil para estimar la productividad primaria de un compartimiento productor determinado (Wetzel, 1964), sí se considera adecuado cuando se desea estimar la productividad primaria de toda la comunidad (Wetzel, 1964). Al utilizarse esta técnica en el agua libre debe corregirse el intercambio de oxígeno entre el agua y el aire (Odum y Hoskin, 1958); pero en el caso de estudios del bentos este inconveniente se puede superar con la construcción de cámaras para incubaciones in situ (Hall y Moll, 1975; Hall et al., 1979), que pueden reproducir mejor las condiciones del sitio que la incubación en laboratorio.

Por lo tanto se decidió construir una cámara que pudiera utilizarse en las zonas litorales del embalse ocupadas con macrófitas sumergidas, por lo cual debía tener una altura suficiente para poder incluír a las macrófitas. El uso de una cámara muy alta planteaba el inconveniente de que podía producirse una estratificación indeseada de los gases; ante esto se decidió realizar un muestreo estratificado dentro de la cámara que tenía las ventajas de controlar el funcionamiento de la cámara y de conocer el diferente metabolismo que pudiera existir a diferentes distancias del fondo, debido a factores como distinto porte de las plantas, acumulación de materia orgánica en el sedimiento, abundancia de la fauna bentónica, etc.

Las caletas y bahías ocupadas por las macrófitas son en general sitios reparados del viento, que responden a condiciones lénticas, por lo cual se decidió renovar el agua dentro de la cámara, sólo después de concluída cada incubación y no constantemente.

MATERIAL Y METODOS

La cámara (Fig. 1) está construída con cuatro paredes y un techo de acrílico de 3 mm de espesor, fijados con perfiles de aluminio de 4 cm de ancho y aislados con caucho sintético. Su altura es de 1 m, la superficie de 0,25 m2 y su volumen de 0,25 m3. Se apoya en el sedimento por medio de 4 patas triangulares (1) que se hunden en el fondo y garantizan la estabilidad durante la incubación. En la base de la cámara perfiles de aluminio (2) limitan el hundimiento de la cámara, para que sea similar en distintas texturas de sedimento. Además en la base de la cámara se pueden agregar lastres de plomo sujetos con mariposas.

Para la renovación del agua se le colocó una bomba de sentina (3) Bilge pump de 24 v CC, que renueva 250 l en 5 minutos. La bomba está adherida herméticamente por medio de un disco de plástico que, a su vez, tiene enroscada la válvula de retención superior (4) (que no permite la entrada del agua cuando la bomba está desconectada). El agua entra a la cámara a través de 4 válvulas (5) de retención unidireccionales ubicadas a distinta altura en cada una de las paredes de la cámara, para permitir así una buena distribución del flujo de entrada y evitar turbulencias.

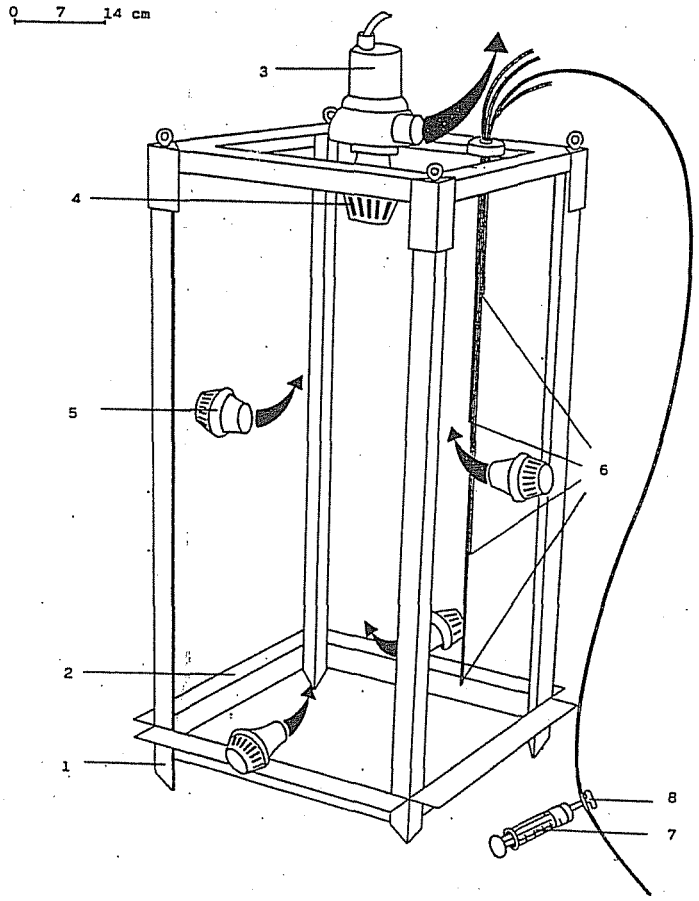


FIGURA 1 : Diagrama de la cámara (referencias en el texto).

FIGURE 1 : Chamber diagram (references in the text).

El agua para las muestras se extrae de 4 alturas diferentes (estratos) dentro de la cámara (6), a 5, 25, 50 y 75 cm de distancia respecto a la base de la cámara. Para conducir el agua se utilizaron tubos de Tecalan de 3 mm de luz, que no se colapsan ni se perforan. Dentro de la cámara los tubos están montados sobre una varilla rígida de aluminio (no dibujada para no complicar el esquema de la figura 1), que se enrosca en la tapa de la cámara junto a la bomba.

Los tubos de Tecalan, una vez que salen de la cámara tienen 15 m de largo, y mientras dura la incubación permanecen en la superficie del agua sujetos a una boya junto con los cables de alimentación de la bomba. La muestra se extrae desde el bote por medio de una jeringa (7) de 150 ml de capacidad, conectada a los tubos por medio de una llave de 3 posiciones (8) que permite el purgado del tubo, de aproximadamente 15 ml (agua que permanece en el tubo y no en la cámara).

La cámara se utilizó en enero y mayo de 1986, realizando incubaciones de 3 horas, con 3 extracciones de muestras, una inicial, otra a la mitad del período y otra al final.

Los muestreos se realizaron en 4 sitios diferentes (Tabla 1), en los sitios 1, 2 y 3 se realizaron muestreos de 24 horas y en el sitio 4 de 48 horas.

TABLA 1 : Características de los sitios muestreados.

TABLE 1 : Characteristics of the sampling sites.

SITIO	FECHA	MACROFITAS	PROF. (m)	Carbono org *(%)	TEXTURA *(%)	BIOMASA DE MACROF.(en g/m2 de peso seco)
1	1/86	Pm,M,Nc.	1,2	0,93	arena:62,4 limo :29,5 arcil: 7,9	207,00± 5,0
2	1/86	No,Pb.	1,5	1,17	arena:22 limo :65 arcil:12	265,00±37,5
3	5/86	No.	1,5	---	fr-limoso	527,25±122,5
4	5/86	Nh,Chg.	1,5	1,33	arena:43,8 limo :44,2 arcil:11,8	269,25±37,5

*Gabellone (1986)
Pilularia mandonii (Pm) ; Myriophyllum elatinoides (M) ; Nitella clavata (Nc) ; Nitella opaca (No) ; Potamogeton berteroanus (Pb) ; Nitella hyalina (Nh) ; Chara globularis (Chg).

Para estimar la respiración nocturna no se incubó durante toda la noche, sino que se realizó una incubación antes del amanecer y otra luego del atardecer (Odum y Hoskin, 1958). Para el cálculo del metabolismo de oxígeno se utilizó la fórmula de Hall, Tempel y Peterson (1979),

$$M = \frac{(Of - Oi)\ (V)}{(t)\ (A)}$$

donde M es metabolismo de oxígeno en g/m2 h; Oi es la concentración inicial de oxígeno en la cámara en g/m3; Of es la concentración de oxígeno luego de la incubación; V es el volumen de agua en la cámara; t es el tiempo de incubación expresado en fracciones de hora y A es el área de fondo expuesta bajo la cámara.

La productividad primaria (fotosíntesis) neta y bruta y la respiración fueron calculadas de acuerdo con Hall y Moll (1975) y Hall et al. (1979).

Para esta primer experiencia, la cámara se utilizó a poca profundidad (ver Tabla 1) y su correcta colocación así como el recambio de agua se observaron por buceo.

De las muestras obtenidas se realizaron determinaciones de oxígeno alcalinidad total, dióxido de carbono (acidez) y pH. Las determinaciones de oxígeno se realizaron para cada uno de los estratos, las demás sobre una muestra integrada de los 4 estratos. También se realizaron mediciones de temperatura del agua y de intensidad lumínica en superficie. La visibilidad del disco de Secchi fue hasta el fondo en todos los casos.

Además, para cada uno de los sitios se estimó la biomasa de macrófitos por cosecha con una draga Ponar de 400 cm2 de superficie de corte. Todos los análisis químicos se realizaron según APHA (1975) en el Laboratorio de Ecología del embalse Ezequiel Ramos Mexía (Neuquén, Argentina).

RESULTADOS Y DISCUSION

En las Figuras 2 y 3 se presentan, como ejemplo del funcionamiento de la cámara y de los datos obtenidos en los análisis realizados, los resultados luego de 48 h de incubación en la Estación 4.

En el gráfico superior de la Figura 2 se observan la evolución de la luz y de la temperatura, durante los 2 días de muestreo. La temperatura descendió en el segundo día, así como en la tarde del segundo día existió una leve disminución de la luz por nubes; esto incidió sobre la producción del segundo día y se discutirá cuando se trate la Figura 3.

En el gráfico central de la misma figura se presentan los resultados de pH (círculos blancos) y alcalinidad (círculos negros). En este caso se observa una relación inversa muy marcada entre ambos parámetros. Si bien no se utilizaron en esta ocasión, los cambios observados en el pH podrían usarse para el cálculo del metabolismo de CO_2 según el método de Beyers, Larimer, Odum, Parker y Armstrong, 1963. Por lo mismo se ve en el gráfico inferior que aunque las mediciones de CO_2 (como acidez) se ven opuestas a las de O_2, cuando el pH aumenta por sobre aproximadamente 7,5 , los valores de CO_2 son cero y hacen imposible su utilización para el cálculo del metabolismo.

En el gráfico inferior se observan los cambios en la concentración de oxígeno para las diferentes incubaciones. Para ambos días de muestreo el mayor aumento en la concentración de oxígeno se midió entre las 12 y 14 horas, coincidiendo con la mayor iluminación (gráfico superior), luego se observa otro aumento a media tarde, a las 17 horas aproximadamente. Estos aumentos en la producción de oxígeno, adjudicados a la fotosíntesis, coinciden con valores cero de dióxido de carbono, por lo que habría asimilación de bicarbonato por algunos productores. Se debe tener en cuenta que la determinación de CO_2 realizada sólo mide su forma libre y no total, por lo que cuando el pH se aproxima a 8 los valores son aproximados. Por este mismo motivo no fueron utilizadas las mediciones de CO_2 para medir el metabolismo.

Las concentraciones de oxígeno presentadas en la Figura 2 fueron obtenidas promediando las de cada uno de los estratos para cada incubación, y reflejan la tendencia general dentro de toda la cámara.

En la Figura 3, y ya para el metabolismo de oxígeno, podemos observar la conducta de cada uno de los estratos. Los estratos superiores

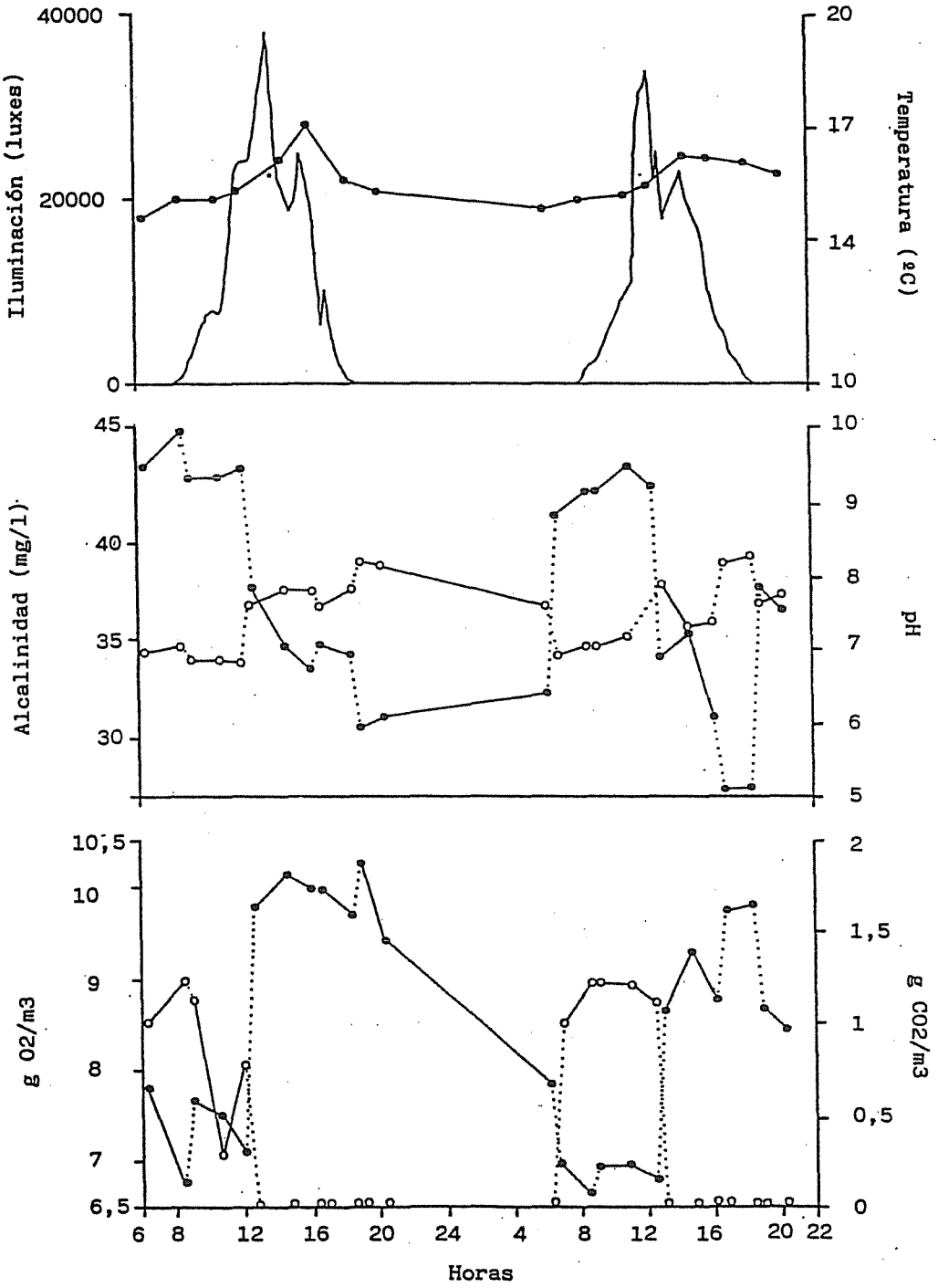


FIGURA 2 : Comparación de los cambios de temperatura (círculos negros),iluminación,alcalinidad (círculos negros),pH (círculos blancos),concentración de O2 (círculos negros) y concentración de CO2 (círculos blancos);durante 48 h de muestreo en el sitio 4. Excepto en el gráfico superior,cada línea que une círculos corresponde a una incubación.

FIGURE 2 : COmparisons of temperature (black circles),light intensity,pH (white circles),alcalinity (black circles),O2 concentration (black circles) and CO2 concentration (white circles);during 48 hr sampling in site 4. Except in the top part,each line that links circles corresponds a incubation.

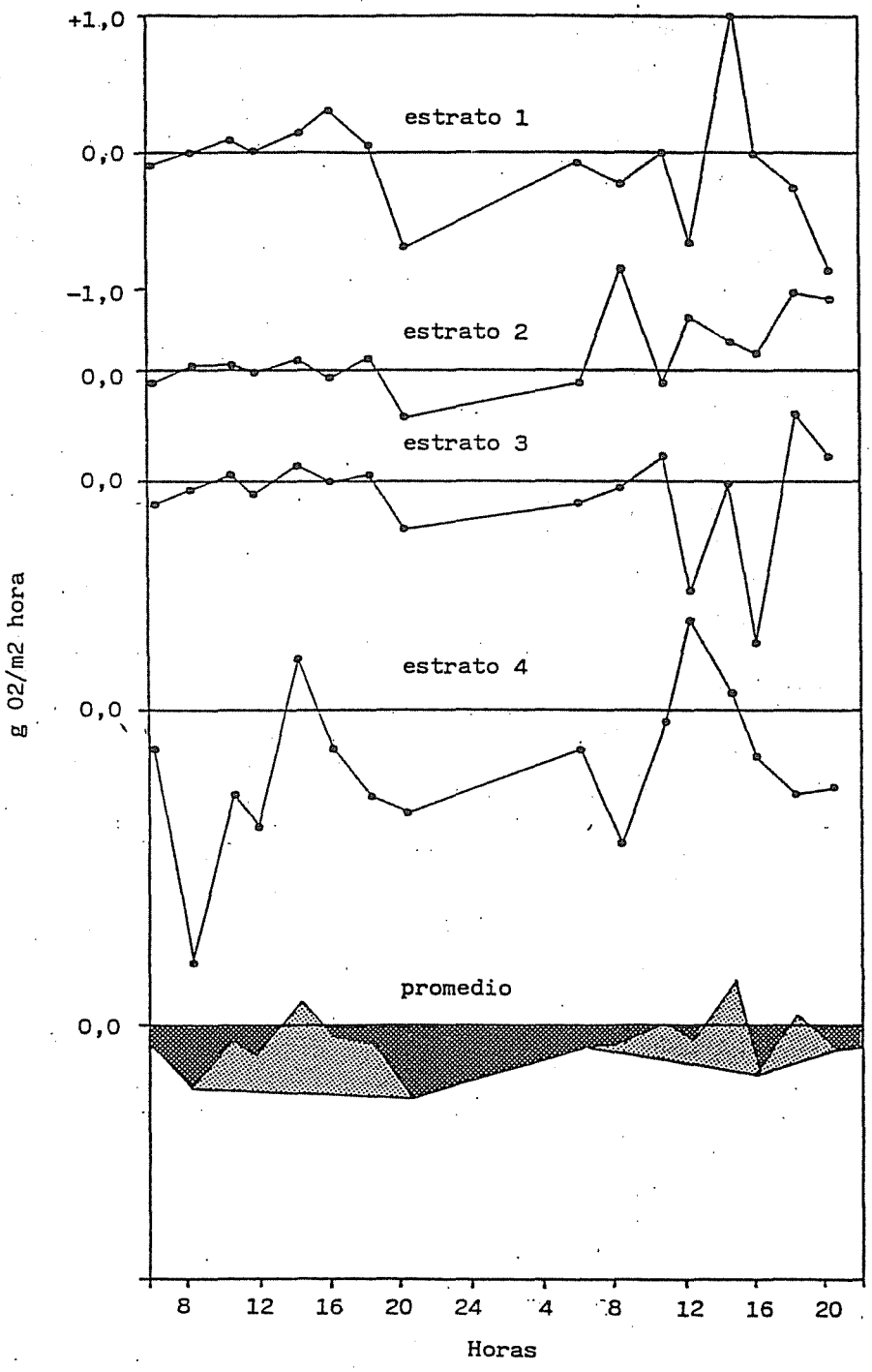


FIGURA 3 : Metabolismo de oxígeno para cada estrato y promedio (producción bruta : trama clara ; respiración : trama oscura) de 48 h de muestreo en el sitio 4. La escala vertical es la misma para los 5 gráficos. Esta figura se puede comparar con la número 2.

FIGURE 3 : Oxigen metabolism for each strate and average (gross production: clear hatchure ; respiration : dark hatchure) for 48 hr of sampling in the site 4. The vertical scale is the same for the five graphs. This figure can be confronted with number 2.

1 y 2 (a 25 y 50 cm del techo de la cámara respectivamente) presentaron los mayores valores de producción de oxígeno, y el estrato 4 la mayor tasa de respiración. Esta característica del estrato más profundo se repitió en todas las situaciones muestreadas (Figura 4). También se refleja en el gráfico construído con los valores promedios (Figura 3) un descenso de la producción a media tarde, visible también en la Figura 2 y aparentemente relacionado con un descenso en la iluminación producida por una leve nubosidad.

En la Figura 4 se comparan las estimaciones de producción primaria bruta (PPB), producción primaria neta (PPN) y respiración total (Rt) para los 4 sitios muestreados. La primer diferencia se observa en que la PPN fue mayor en los muestreos de enero (verano) que en los de mayo (otoño). Los sitios 2 y 4, con las mayores tasas de respiración en el estrato 4, son sitios con más carbono orgánico en el sedimento (mayor consumo de oxígeno), con macrófitas de mayor porte (40 a 100 cm de altura) muy ramificadas en su parte superior produciendo mayor atenuación de la luz en el fondo. A pesar de las diferencias entre los distintos sitios, la producción bruta por unidad de biomasa fue muy similar para las estaciones 1 = 15,9 mgO2/g.día , 2 = 12,4 mgO2/g.día , y 4 = 14,1 mgO2/g.día y menor para el sitio 3 = 3,8 mgO2/g.día , quizás debido a que la especie presente, Nitella opaca, no crece en otoño (Gabellone, 1986) a diferencia de Nitella hyalina y Chara globularis, dos especies que aparecen en los otros sitios y que sí crecen al final del verano.

En resumen, se observa que tanto la alcalinidad como el pH (Figura 2) tienen importantes cambios diurnos adjudicados a los procesos de fotosíntesis y respiración dentro de la cámara, que las diferencias del metabolismo de oxígeno a distinta profundidad dentro de la cámara son muy marcadas, separándose "estratos productores" y "respiradores" (Figuras 3 y 4), y por último que los distintos sitios muestreados fueron diferentes en cuanto al metabolismo de oxígeno, a pesar de lo cual algunas características como la mayor respiración del estrato más profundo o la producción bruta por gramos de biomasa resultaron similares.

En la Tabla 2 se presentan los resultados de productividad (neta y bruta), respiración (diurna, nocturna y total) y el cociente producción bruta-respiración (PB/R) para los 4 sitios muestreados. Se repite algo de lo observado en los gráficos: el estrato 4 siempre fue el de mayores valores de respiración; la respiración diurna siempre fue mayor que la nocturna (explicable por la fotorespiración de algunas macrófitas sumergidas aunque no hay información sobre esto para las especies de macrófitas presentes en el embalse); el cociente PB/R para los datos promediados es menor que 1, pero esto último está muy influído por el estrato 4. Si realizamos el promedio exceptuando dicho estrato, el resultado del cociente PB/R es 0,92 , valor muy cercano a 1 y razonable para la comunidad bentónica litoral. Tampoca hay que olvidar el subsidio pelágico que recibe la comunidad litoral, sobre todo en este embalse en que la zona con profundidades menores de 10 m sólo ocupa el 10 % de su superficie.

Las diferencias entre los distintos sitios pueden adjudicarse, en una primera aproximación, al porte y hábito de crecimiento de las distintas macrófitas, a la presencia de carbono orgánico en el sedimento y a la abundancia de la fauna bentónica como factores que pueden influír en la mayor producción o respiración de la comunidad. Otros procesos

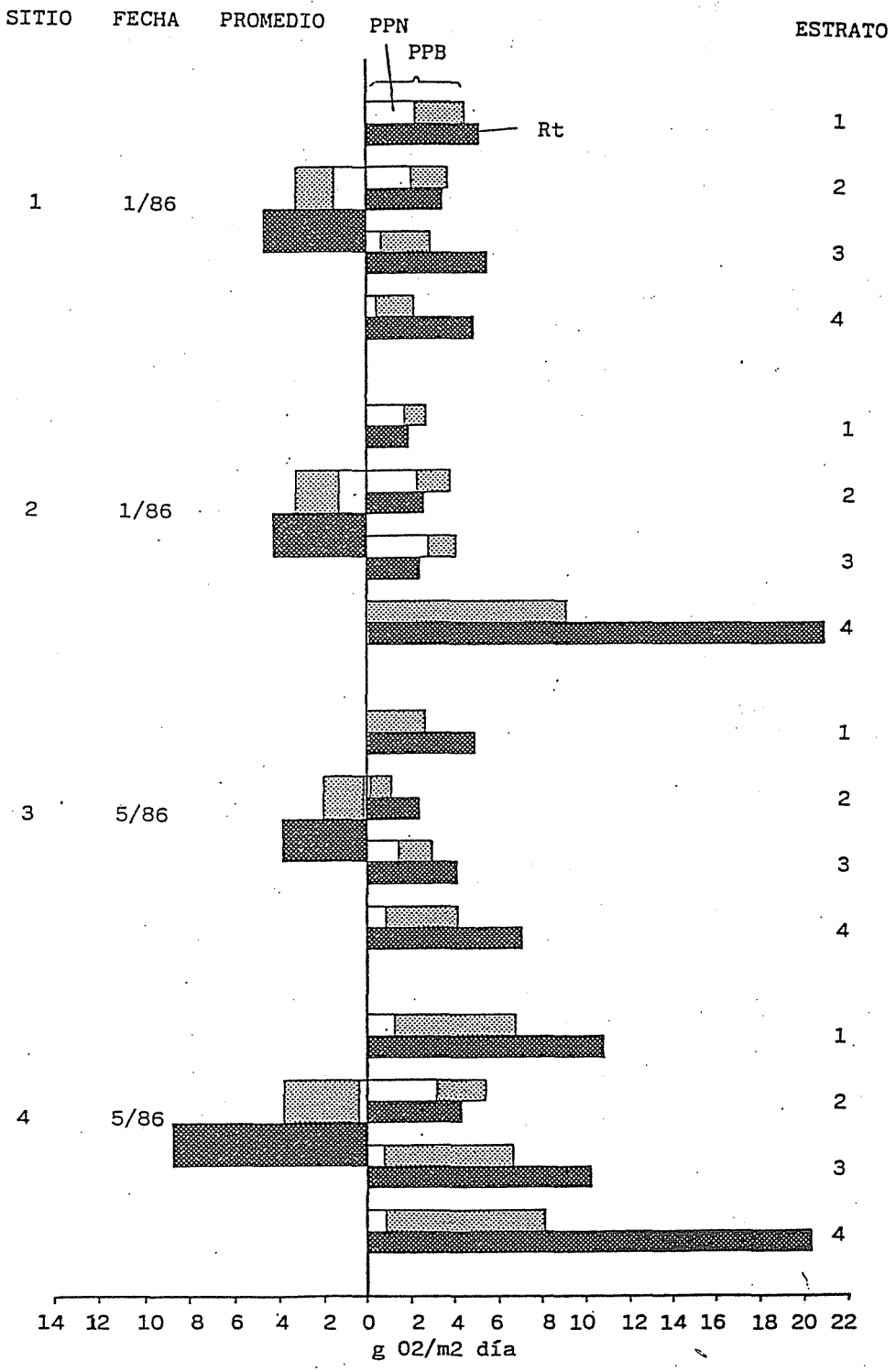


FIGURA 4 : Histogramas de productividad primaria bruta (PPB),neta (PPN) y respiración total (Rt),de cada estrato y promedio,para los cuatro sitios muestreados.

FIGURA 4 : histograms of gross primary productivity (PPB),, net (PPN) and total respiration (Rt) of each strate and average four the four sites.

TABLA 2 : Productividad (neta y bruta), respiración (diurna, nocturna y total) y relación PB/R para los 4 sitios muestreados. Todos los valores en g O2/m2 día.

TABLE 2 : Productivity (net and gross), respiration (diurnal, nocturnal and total) and relation PB/R for the 4 sites sampling. The values in g O2/m2 día.

Estrato	R.Día	R.Noche	R.Total	P.Bruta	P.Neta	PB/R
Sitio 1 1/86						
1	3,29	1,95	5,24	4,58	2,24	0,87
2	2,10	1,42	3,52	3,76	2,16	1,07
3	3,15	2,47	5,62	3,08	0,69	0,55
4	3,20	1.80	5,00	2.25	0.53	0,45
$\bar{X}$	2,93	1,91	4,84	3,41	1,40	0,73
Sitio 2 1/86						
1	1,46	0,61	2,07	2,82	1,82	1,36
2	1,86	0,85	2,70	3,96	2,39	1,47
3	1,72	0,69	2,41	4,28	2,88	1,78
4	12.33	9,09	21,42	9.25	0,77	0,43
$\bar{X}$	4,34	2,81	7,15	5,07	1,96	1,41
Sitio 3 5/86						
1	4,14	0,90	5,04	2,71	0,00	0,54
2	1,53	0,91	2,44	1,14	0,22	0,47
3	2,21	2,04	4,25	3,06	1,34	0,72
4	4.62	2,49	7.11	4,10	0,93	0,58
$\bar{X}$	3,12	1,58	4,71	2,75	0,62	0,57
Sitio 4 5/86	1º y 2º días					
1	7,27	3,51	10,79	6,28	1,18	0,58
	9,34	-	12,85	7,35	1,15	0,57
2	3,52	2,03	5,54	4,35	1,34	0,78
	1,50	-	3,53	6,56	5,01	1,86
3	4,03	2,34	6,37	3,80	0,46	0,60
	11,92	-	14,26	9,60	1,19	0,67
4	19,71	4,73	24,43	9,16	0,33	0,37
	11,48	-	16,21	7,09	1,46	0,44
$\bar{X}$	8,62	3,14	11,77	5,29	0,82	0,58
	8,55	-	11,70	7,65	2,28	0,88

a estudiar implicados en los cambios dentro de la cámara serían la influencia de la fotorespiración en la respiración diurna, la actividad respiratoria de invertebrados bentónicos que crean un intercambio de CO2 y O2 entre el fondo y el agua suprayacente, y la actividad bacteriana.

Son interesantes los resultados obtenidos a distintas distancias del fondo. La estratificación del oxígeno puede significar la diferencia entre las partes de las macrófitas fotosintéticamente activas y aquellas partes ya senescentes o poco ramificadas. Al estrato más profundo (4) ya nos referimos anteriormente, adjudicando su mayor Rt a la respiración bacteriana y de invertebrados bentónicos. En general se produce un gradiente vertical de oxígeno, aumentando hacia la superficie a medida que aumenta la producción (Figura 4).

Con respecto al funcionamiento de la cámara, éste se considera aceptable. Su hermeticidad se comprueba al observar los diferentes resultados para cada uno de los estratos. Podría mejorarse con el montaje dentro de la cámara de electrodos para oxígeno a diferentes profundidades, lo que permitiría mediciones continuas. Con respecto a su diseño, la fijación en el sedimento fue buena para los distintos sitios muestreados, e incluso permaneció firme en días con viento. La toma de muestras por medio de jeringas no produjo problemas aunque la extracción es muy lenta. Una solución sería el uso de electrodos, ya citados, para las mediciones de O2. También se considera a la incubación in situ con ventajas sobre la de laboratorio, con el fin de obtener los valores más representativos

posibles del funcionamiento del litoral.

En resumen se piensa que la cámara puede ser utilizada para estudios de metabolismo en un litoral con vegetación acuática sumergida, así como para estudios de dinámica del carbono orgánico y nutrientes y comprender mejor los procesos de fotosíntesis y respiración de la comunidad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos muy especialmente al Dr. Jorge L. Frangi por sus ideas originales sobre la construcción de la cámara. Al Lic. Blasetti del Laboratorio de Ecología de la villa El Chocón por su esmerada colaboración en los análisis químicos mucho más allá de su obligación. A los Sres. Daniel D' Amelio y Omar Bosnia por sus valiosos aportes y consejos en la construcción de la cámara. Al CONICET y al convenio HIDRONOR-Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" por el apoyo financiero.

BIBLIOGRAFIA

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1975. Standard Methods. 14 th. ed. 443 pp.

BEYERS, R. J., J. LARIMER, H. T. ODUM, R. R. PARKER y N.E. ARMSTRONG..1963. Instruccions for the determination of changes in carbon dioxide concentrations from changes in pH. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Tex., 9 : 451-489.

CASCO, M. A. 1986. Estudio del ficoperifiton del embalse Ezequiel Ramos Mexía (Provincias de Río Negro y Neuquén). Informe final. CONICET. Argentina. 60 pp.

GABELLONE, N. A. 1986. Estudio de las comunidades de Hidrófitos del Embalse Ezequiel Ramos Mexía (provincias de Río Negro y del Neuquén, Argentina). Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata. Argentina.

HALL, C., A. S. y R. MOLL. 1975. Methods of assessing aquatic primary productivity, pags. 19-53 en H. Lieth y R. H. Whittaker (eds.), Primary Productivity of the Biosphere. Springer Verlag, New York, 339 pp.

HALL, C. A. S., N. TEMPEL y B. J. PETERSON. 1979. A Benthic Chamber for intensely metabolic lotic systems. Estuaries, 2 (3) : 178-183.

KAISIN, F. J. 1986. Biota béntica de un embalse norpatagónico. Informe final. CONICET. Argentina. 46 pp.

ODUM, H. T. y C. N. HOSKIN. 1958. Comparative studies on the metabolism of marine waters. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Tex., 8 : 23-55.

ODUM, H. T. y F. R. WILSON. 1962. Further studies on raeration and metabolism of Texas bay, 1956-1960. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Tex., 8 : 23-55.

WETZEL, R. G. . 1964. A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton and phytoplankton in a large, shallow lake. Int. Rew. Ges. Hydrobiol. 49 (1) : 1-61.

COMPORTAMIENTO DEPREDADOR DE NOTONECTA MACULATA (HETEROPTERA, NOTONECTIDAE).

Joaquim MURILLO, Laura RECASENS y Josep PEÑUELAS.

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Diagonal 645, 08028-Barcelona.

Palabras clave: comportamiento depredador, Notonecta, Heterópteros acuáticos.

SUMMARY.

PREDATORY BEHAVIOUR OF NOTONECTA MACULATA (HETEROPTERA, NOTONECTIDAE).

Key words: predatory behaviour, Notonecta, aquatic Heteroptera.

The predatory behaviour of Notonecta maculata over three preys (Culex sp. larvae, Cloeon sp. nymphs and Drosophila adults) was studied in two artificial habitats. One simulated a vegetated pool and the other a pool without vegetation. Drosophila melanogaster was the most frequently captured species. Cloeon sp. was the less captured one. There were more failed captures in the "vegetated system" than in the empty one, where, besides, the time of detection and capture was longer. Notonecta seemed to detect preys through the pressure waves originated by their movement.

The obtained data show that predatory behaviour of Notonecta maculata agrees with its other biological peculiarities. It behaves as an opportunistic organism following an r-strategy. It can feed on low diversity prey population.

INTRODUCCION.

Diferentes especies de Notonecta han sido frecuentemente empleadas en estudios de depredación, sirviendo de base para la aplicación de modelos

IV CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA
Actas : 427-433

depredador/presa (ELLIS & BORDEN, 1970; FOX, 1975; FOX & MURDOCH, 1978; ZALOM, 1980; SIH, 1981 y 1982; ...). La digestión externa de las presas y su voracidad como depredadores pueden ser algunas de las razones que los hacen adecuados para estos estudios.

En este trabajo se compara el comportamiento depredador de Notonecta maculata en dos hábitats artificiales diferentes, utilizando tres tipos de presas.

MATERIAL Y METODOS.

Se recolectaron ninfas de quinto estadio de Notonecta maculata a principios de verano en una balsa artificial de riego situada en el término municipal de Sant Martí de Centelles (provincia de Barcelona). Los ejemplares fueron mantenidos en agua del lugar de origen, con períodos de 16 horas de luz y 8 horas de oscuridad y a una temperatura ambiente de 25±2 °C hasta la muda a adultos. La alimentación se realizó indistintamente con Daphnia sp., larvas de Culex sp., ninfas de Cloeon sp. (de un estanque artificial situado dentro del recinto de la Facultat de Biologia) y adultos de Drosophila melanogaster (de los cultivos del Departament de Genètica).

Los experimentos se realizaron traspasando ejemplares adultos de N. maculata a recipientes circulares de plástico opaco, de 20 cm. de diámetro y siete cm. de fondo, que contenían medio litro de agua del lugar de origen tamizada por un filtro de 180 µm. Unos recipientes no contenían mas que agua (ambientes simples) y otros tenían una serie de alambres enfundados en plástico verde y colocados verticalmente, a una distancia de 3 cm, simulando un cañizar. En cada recipiente se colocó un ejemplar. Se utilizaron tres tipos de presa separadamente, (Culex sp., Cloeon sp. y Drosophila melanogaster) con una densidad de 10 individuos por medio litro de agua, siendo reemplazadas las presas que eran capturadas. Se realizaron aproximadamente 10 réplicas para cada tipo de presa y recipiente, a excepción de Cloeon, que no pudo utilizarse en los recipientes vacíos.

Para minimizar la variabilidad en el apetito de los ejemplares de N. maculata, éstos fueron alimentados anteriormente al experimento durante 24 horas en exceso, con una mezcla de las tres presas posibles y después se mantuvieron en ayuno las 24 horas previas al experimento. La adaptación del depredador a su nueva residencia se realizaba durante este tiempo de ayuno.

Los movimientos de N. maculata fueron seguidos durante 30 minutos después de la introducción de las presas, anotándose el momento en que la presa era capturada, cuándo era expulsada y el número total de intentos de captura

fallidos, así como los movimientos realizados antes, durante y después de la captura de cada presa. Las condiciones de luz y temperatura fueron las mismas que las descritas anteriormente.

Los resultados fueron estudiados mediante análisis factorial de la varianza utilizando el paquete estadístico BMDP.

RESULTADOS.

La típica secuencia de captura registrada en Notonecta maculata fue la siguiente: detección, orientación del cuerpo hacia la presa, captura, consolidación de la captura, exploración de la presa con el rostro, inserción de los estiletes, succión y expulsión de la presa. La secuencia de captura no variaba en los dos tipos de recipientes utilizados. La detección de la presa se realizaba sólo cuando ésta efectuaba algún movimiento.

No hubo diferencias significativas en el número de presas capturadas en los dos hábitats. Sí hubo diferencias significativas en el tipo de presas utilizadas ($p<0.01$, Tabla I, A). Drosophila melanogaster fue la especie más frecuentemente capturada y Cloeon la menos capturada.

Los intentos de captura llevados a cabo por N. maculata, fallaron más en el "cañizar" que en los recipientes vacíos ($p<0.001$). El número de intentos fallidos sobre Culex es significativamente menor respecto a los contabilizados para D. melanogaster ($p<0.05$) o Cloeon ($p<0.01$), pero estas diferencias sólo son significativas en el sistema de "cañizar" (Tabla I, B).

El tiempo transcurrido entre la introducción de las presas y la primera captura de una de ellas, podría interpretarse como una estima del tiempo empleado en la detección y captura de las presas. En los ambientes simples, este tiempo inicial de captura es significativamente menor que en el sistema de "cañizar" ($p<0.05$), pero no hay diferencias entre los tipos de presa empleados ($p=0.11$) aunque parece ser que el tiempo inicial de captura para D. melanogaster es ligeramente más corto (Tabla I, C).

No hay diferencias significativas respecto al tiempo medio de retención de las presas en los dos tipos de sistemas experimentados ($p=0.26$), pero los ejemplares de D. melanogaster y de Cloeon son retenidos, por lo general, más tiempo que Culex ($p<0.1$ y $p<0.01$, respectivamente, Tabla I, D).

Tabla I.- Comportamiento depredador de Notonecta maculata en los dos sistemas estudiados. Los resultados son medias + varianza de 10-12 experimentos. a/ Número de capturas realizadas b/ Número de capturas fallidas c/ Tiempo transcurrido hasta la primera captura (en segundos). d/ Tiempo de retención de la presa (en segundos).

Table I.- Predatory Behaviour of Notonecta maculata in the two different artificial systems. The values are means + variance of 10-12 measurements. a/ Number of succesful captures. b/ Number of failed captures. c/ Time (seconds) until the first capture. d/ Prey retention time (seconds).

a/	Drosophila	Culex	Cloeon
Simple	7.30± 0.82	3.62± 0.46	--
"Cañizar"	7.60± 0.58	3.54± 0.47	2.30± 0.21
b/			
Simple	0.33± 0.16	0.62± 0.26	--
"Cañizar"	2.40± 0.54	1.36± 0.36	2.90± 0.51
c/			
Simple	74.83± 12.00	76.87± 43.37	--
"Cañizar"	110.50± 34.02	215.90± 46.52	225.32±103.85
d/			
Simple	413.44± 44.67	405.62± 45.73	--
"Cañizar"	599.28±134.82	372.56± 17.85	563.65± 33.35

DISCUSION.

La secuencia de captura observada en Notonecta maculata es muy similar a la apreciada por BLOIS & CLOAREC (1983) para Ranatra linearis, otro heteróptero acuático que, como N. maculata, se comporta como depredador al acecho (PECKARSKY, 1985) ("ambush predator"), pero que posee una movilidad más reducida. No existen muchos trabajos sobre el comportamiento de predación de los heterópteros acuáticos, lo que nos impide saber si esta

secuencia puede generalizarse a todos los miembros del Infraorden Nepomorpha.

La detección de la presa en los Notonéctidos parece que se realiza principalmente mediante las ondas de presión producidas por su movimiento (GITTELMAN, 1974; COOK & COCKRELL, 1978; GILLER, 1980 y 1982; SIH, 1981). Sin embargo, los ojos de los heterópteros acuáticos se encuentran bien desarrollados (CLOAREC, 1969), sobre todo si los comparamos con el resto de los insectos acuáticos. Por esta causa, hay autores que defienden la participación de la vista como elemento importante en la detección de la presa (GILLER & McNEILL, 1981; STREAMS, 1982). Nuestros resultados están de acuerdo con la detección de las presas por ondas de presión, puesto que sólo son detectadas cuando realizan algún movimiento. La vista, en caso de intervenir, detectaría sólo este movimiento, siendo imperfecta la detección de formas. Este funcionamiento del ojo compuesto de los heterópteros acuáticos es también la teoría más extendida (MEYER, 1971).

El conjunto de los datos obtenidos parece estar de acuerdo con la afirmación de que el mejor ambiente para N. maculata es el que está totalmente desprovisto de obstáculos (GILLER & McNEILL, 1981). Así, si bien el número de presas capturadas no es significativamente diferente en los dos ambientes estudiados, el tiempo inicial de captura es menor en los ambientes simples, así como el número de capturas fallidas. N. maculata vive habitualmente en charcas naturales o artificiales desprovistas de vegetación, recintos dedicados al riego, piscinas abandonadas y pequeños charcos que dejan los ríos en las épocas de estiaje (MURILLO, 1984). Por contra, otras especies de Notonecta, y en especial N. glauca, son más k-estrategas, viviendo en ambientes más complejos y maduros.

Drosophila melanogaster parece ser la presa más fácil de capturar y el tiempo inicial de captura no parece cambiar al variar el hábitat. Los insectos que caen sobre la superficie del agua son presas fáciles para los depredadores acuáticos, puesto que quedan atrapados por la película superficial y sus esfuerzos por abandonarla los hacen fácilmente detectables. El aumento de capturas fallidas en el "cañizar" es debido casi exclusivamente a la dificultad de capturar moscas situadas cerca de los alambres o que intentan subir por éstos, mientras que el resto de las capturas fallidas son debidas a los intentos de capturar a la vez un número de presas que no pueden abarcar con los dos primeros pares de patas que son los encargados de sujetarlas.

El número de ejemplares de Culex capturados tampoco varía en los dos sistemas estudiados, aunque en el "cañizar" aumenta el tiempo inicial de captura y el número de capturas fallidas. Culex parece ser fácil de capturar por N. maculata, puesto que el número de capturas fallidas es menor que para las otras presas. Cloeon, por el contrario, es la presa más difícil de capturar, dado que se han capturado menos ejemplares, hay un

elevado porcentaje de capturas fallidas y el tiempo inicial de captura es mayor. La principal razón de esta dificultad podría estar en el carácter bentónico de Cloeon y en el hecho de que N. maculata es la especie de Notonecta que pasa más tiempo en la superficie del agua - entre un 40 y un 90% del tiempo total (GILLER & McNEILL, 1981) -.

Los datos obtenidos muestran que las características predatorias de Notonecta maculata están en consonancia con otros aspectos de su biología. Así, se comporta como un organismo oportunista, r-estratega, que prefiere los hábitats temporales y desprovistos de obstáculos, y que podría soportar bajas diversidades de presas.

BIBLIOGRAFIA.

BLOIS, C., and A. CLOAREC, 1983: Density-dependent prey selection in the water stick insect Ranatra linearis. J. Anim. Ecol., 52: 849-866.

CLOAREC, A., 1969: Etude descriptive et experimentale du comportement de capture de Ranatra linearis au cors de son ontogenese. Behaviour, 35: 84-113.

COOK, R.M. and J. COCKRELL, 1978: Predator ingestion rate and bearing on feeding time and the theory of optimals diets. J. Anim. Ecol., 47: 529-547.

ELLIS, R.H. and J.H. BORDEN, 1970: Predation by Notonecta undulata (Heteroptera: Notonectidae) on larvae of the yellow-feber mosquito. Ann. Entomol. Soc. Am., 63: 963-973.

FOX, L.R., 1975: Some demographic consequences of food shortage for the predator Notonecta hoffmani. Ecology, 56: 868-880.

FOX, L.R. and W.W. MURDOCH, 1978: Effects of feeding history on shortage and long-term functional responses in Notonecta hoffmani. J. Anim. Ecol., 47: 945-959.

GILLER, P.S., 1980: The control of handling time and its effect on the foraging strategy of an heteropteran predator Notonecta. J. Anim. Ecol., 49: 699-712.

GILLER, P.S., 1982: Locomotory efficiency in the predation estrategies of the British Notonecta. (Hemiptera, Heteroptera). Oecologia., 50: 789-808.

GILLER, P.S. and S. McNEILL, 1981: Predation strategies, resource partitioning and habitat selection in Notonecta. (Hemiptera/Heteroptera). J. Anim. Ecol., 50: 789-808.

GITTELMAN, S.H., 1974: Locomotion and predatory strategy in backswimmers (Hemiptera, Notonectidae). Am. Mid. Nat., 92: 496-500.

MEYER, H.W., 1971: Visuelle schlüsselreize für die Auslösung der Beutefanghandlung beim Bachwasserläufer Velia caprai (Hemiptera, Heteroptera). I. Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Reizparameter mit formverschiedenen Attrappen. Z. vergl. Physiol., 72: 260-297.

MURILLO, J., 1984: Contribució a l'estudi de la distribució dels Heteròpters aquàtics (Nepomorpha). Tesi de Llicenciatura, Universitat de Barcelona. 191 pp.

PECKARSKY, B.L., 1984: Predator prey interactions among aquatic insects. In: The ecology of aquatic insects: 200-254 (Resh, V. and D.M. Rosenberg ed.). Praeger Publishers, New York. 625 pp.

SIH, A., 1981: Stability, prey density and age interference in an aquatic predator Notonecta hoffmani. J. Anim. Ecol., 50: 625-636.

SIH, A., 1982: Foraging strategies and the avoidance of predation in Notonecta hoffmani. Ecology, 63: 786-796.

STREAMS, F.A., 1982: Diel foraging and reproductive periodicity in Notonecta undulata Say (Heteroptera). Aquat. Ins., 4: 111-119.

ZALOM, F.G., 1978: A comparison of predation rates and handling time of adults Notonecta and Buenoa (Hemiptera: Notonectidae). Ann. Entomol. Soc. Am., 71: 143-148.