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

C. Montes¹; F. Muñoz Valcárcel² y L. Ramírez-Díaz³

1 Departamento de Zoología, Universidad de Murcia.

2 Departamento de Matemáticas y Estadística, Universidad de Murcia.

3 Departamento de Ecología, Universidad de Murcia.

SUMMARY

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

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

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

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

INTRODUCCION

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

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

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

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

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

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

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

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

estudio de sistemas acuáticos de nivel de agua fluctuante.

METODOLOGIA

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

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

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

El uso de distintos tipos de mangas y for-

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

Para las estimas absolutas de la densidad se utilizó una caja cuadrada de chapa metálica de 20 cm. de lado (400 cm²), 50 cm. de altura de pared con dientes en la parte inferior de 4 cm. y un tope para su ajuste al fondo. La extracción de los individuos atrapados dentro de la caja se realizaba por un colador cuadrangular de 15 cm. de lado. Este tipo de unidad de muestreo resulta adecuada para sistemas acuáticos poco profundos y con cubetas de sustrato blando (FREY *et al.*, 1972). Muestreadores similares (AGUESSE, 1955; HERTEAUX & MARAZANOF, 1965) han sido utilizados en medios acuáticos parecidos, resultando muy eficaces para el estudio de un considerable número de taxocenosis de macroinvertebrados (MARAZANOF, 1969; TOURENQ, 1975; THIERY, 1978).

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

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

Más detalles del programa de muestreo y forma de operar pueden encontrarse en MONTES (1980). Como se indicó anteriormente, y al objeto de aumentar el nivel de significación estadística, se consideraron conjuntamente las muestras tomadas en las dos estaciones de marisma (Lucio del Aro y

Caño Travieso) debido al menor número de muestras tomadas por el carácter temporal de sus aguas. Ambas estaciones presentan una estructura y estacionalidad abiótica y biótica muy similar (MONTES 1980).

RESULTADOS

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

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

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

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

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

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

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

Tan solo 3 de las 28 especies analizadas no presentan relaciones estadísticas significa-

tivas para un nivel mínimo del 5%. Los bajos coeficientes de correlación y determinación encontrados en las poblaciones de adultos de *Corixa panzeri* y *Haliphys andalusicus* pueden deberse a que, aunque se presentan durante el ciclo hidrológico de una forma frecuente (77% y 59% de las muestras) lo hacen en densidades muy bajas (6 ind/m²) disminuyendo la capacidad de una captura equilibrada por ambos métodos. Las características peculiares del habitat y forma de vida de los coleópteros del género *Dryops* (OLMI, 1972), y en este caso de *D.*

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

aliricus, permite una mayor accesibilidad del cajón del método absoluto frente a la manga del relativo:

Si consideramos el valor de la pendiente de la recta (β) como un índice de capacidad de captura por el método relativo, éste resulta más eficaz para las poblaciones de larvas y adultos de Heterópteros acuáticos que para las larvas de Odonatos, y larvas y adultos de Coleópteros acuáticos estudiados. La posición que ocupan las poblaciones de Heterópteros del necton en la columna de agua y su respuesta de huida al introducir la manga en el

interior del agua permite una mayor facilidad de captura de esta taxocenosis frente a las otras dos.

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

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

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

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

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

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

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

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

DISCUSION

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

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

	MARISMA			LAGUNA DE SANTA GALLA		
	ECUACION	R ²	F	EQUACION	R ²	F
<i>Enochrus quadripunctatus</i> Hbst.	$\hat{A} = -10,96 + 1,04 \text{ PROF} - 0,63 \text{ TEMP} + 2,69 \text{ SAL}$	0,42	3,96*			
<i>Enochrus agrigentinus</i> Rttbg	$\hat{A} = -11,99 + 0,61 \text{ PROF} + 0,72 \text{ TEMP} + 0,84 \text{ SAL}$	0,46	3,60*			
<i>Berosus affinis</i> Brullé	$\hat{A} = 5,10 - 0,23 \text{ PROF} + 0,50 \text{ TEMP} + 0,21 \text{ SAL}$	0,47	3,80*			
Larva <i>Halipius</i> sp.	$\hat{A} = -96,76 + 11,44 \text{ PROF} + 7,21 \text{ TEMP}$	0,37	4,00*			
Larva <i>Berosus</i> sp.	$\hat{A} = -138,82 + 3,94 \text{ PROF} + 2,66 \text{ TEMP} + 3,06 \text{ SAL}$	0,74	12,21***			
<i>Sigara lateralis</i> (Leach)	$\hat{A} = -0,33 + 0,64 \text{ PROF} + 0,14 \text{ SAL}$	0,33	3,82*			
<i>Ischnura graellsii</i> Rambur	$\hat{A} = -22,29 + 0,24 \text{ PROF} + 2,0 \text{ TEMP} - 0,56 \text{ SAL}$	0,41	3,44*			
<i>Gerrhonotus erythræa</i> (Brullé)	$\hat{A} = -20,22 + 0,29 \text{ PROF} + 2,08 \text{ TEMP} - 0,89 \text{ SAL}$	0,46	3,73*			
<i>Sympetrum fuscolumbei</i> (Selys)	$\hat{A} = -47,10 + 11,27 \text{ PROF} + 2,23 \text{ TEMP} - 0,66 \text{ SAL}$	0,57	5,87**			
<i>Hygrobia tarda</i> (Herbst)				$\hat{A} = -67,52 - 1,08 \text{ PROF} - 0,90 \text{ NIV} - 0,34 \text{ TEMP}$	0,68	6,98**
<i>Bidessus quodotii</i> (Cast)				$\hat{A} = 72,05 - 1,46 \text{ PROF} - 0,94 \text{ NIV}$	0,54	5,8 **
<i>Coelambus paralleloquammus</i> (Ahr.)				$\hat{A} = 34,99 + 0,59 \text{ PROF} - 4,88 \text{ NIV} + 1,83 \text{ TEMP}$	0,56	3,90**
<i>Coelambus pallidulus</i> (Aubé)				$\hat{A} = 22,31 - 1,55 \text{ PROF} + 0,79 \text{ NIV} + 1,05 \text{ TEMP}$	0,55	3,61*
<i>Corixa affinis</i> Leach.				$\hat{A} = 52,01 + 11,04 \text{ PROF} - 3,99 \text{ NIV}$	0,58	6,64*

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

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

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

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

fitos sumergidos y flotantes (MACAN, 1977).

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

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

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

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

BIBLIOGRAFIA

- AGUESSE, P. 1955. Note preliminaire sur les Odonates de Camargue *Terre Vie*, 102: 287-309.
- AGUESSE, P., & MARAZANOF, F. 1965. Les modifications des milieux aquatiques de Camargue au cours de 30 dernieres années. *Annls. Limnol.*, 1: 163-190.
- ANDERSON, R.O. 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. *Limnol. Oceanogr.*, 4: 223-225.
- BRITTAİN, J.E., & LILLEMER, A. 1978. The fauna of the exposed zone of Ovre Heindalsvatn: Methods, sampling stations and general results. *Holarct. Ecol.*, 1: 221-228.
- CAUGHLEY, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley and Sons, London, 234 pp.
- CUMMINS, K.W. 1975. Macroinvertebrates. En: B.A. Whitton (ed) *River Ecology*, pp. 170-198. Blackwell's Sc. Publ., London, 725 pp.
- DIXON, W.J., & BROWN, M.B. 1979. BMDP-79 *Biomedical computer programs P-series*. University of California Press, Berkeley, 880 pp.
- ELLIOT, J.M. 1977. *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates* (2ª ed.) Freshwater Biological Association S.P. nº 25, 160 pp.
- ELLIOT, J.M., & TULLET, P.A. 1978. *A bibliography of sampler for benthic invertebrates*. Freshwater Biological Association. Occ. Publ. nº 4, 62 pp.
- FREY, R.W., BASAN, P.B. & SCOTT, R.M. 1972. Techniques for sampling salt-marsh benthos and burrows. *Amer. Mid. Natur.*, 89: 228-234.
- FROST, S., HUNI, A., & KERSHAW, W.E. 1972. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.*, 49: 167-173.
- HERTEAUX, P., & MARAZONOF, F. 1965. Une méthode de prélevement quantitatif en ecologie aquatique. *Annls. Limnol.*, 1: 191-196.
- KOGAN, M., & HERZOG, D.C. (eds.) 1980. *Sampling methods in soybean entomology*. Springer Verlag, 587 pp.
- LANDIN, J. 1976. Methods of sampling aquatic beetles in the transitional habitats at water margins. *Freshwater Biology*, 6: 81-87.
- MACAN, T.T. 1977. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. *Hydrobiologia*, 55: 3-13.
- MARAZANOF, F. 1969. Contribution a l'étude écologique des mollusques des eaux douces et saumâtres de Camargue. I. Milieux-espèces. *Annls. Limnol.*, 5: 201-323.
- MONTES, C. 1980. *Las taxocenosis de Odonatos, Heterópteros acuáticos y Coleópteros acuáticos en el área del Bajo Guadalquivir: Estructura y variación estacional de sus poblaciones y ambiente físico-químico*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, 340 pp.
- MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1978. *Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales*. Publicaciones de la Universidad de Sevilla, 82 pp.
- MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L., & SOLER, A.G. 1980. Las taxocenosis de Coleópteros acuáticos como indicadores ecológicos en el río Rivera de Huelva (Sevilla). Aspectos metodológicos. *An. Univ. Murcia* (Ciencias), 33: 21-40.
- MONTES, C., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982. Variación estacional de las taxocenosis de Odonatos, Coleópteros y Heterópteros acuáticos en algunos ecosistemas del Bajo Guadalquivir (SW España) durante un ciclo anual. *An. Univ. Murcia* (Ciencias) (en prensa).
- MONTES, C., AMAT, J.A., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982a. Ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW España). II. Variación estacional de los componentes físico-químicos y biológicos de las aguas. *Studia Oecol.* (en prensa).
- MONTES, C., AMAT, J.A., & RAMIREZ-DIAZ, L. 1982b. Distribución temporal de las características físico-químicas y biológicas de las aguas de ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW España) a lo largo de un ciclo anual. *An. Univ. Murcia* (Ciencias), (en prensa).
- OLMI, M. 1972. The palearctic species of genus *Dryops* Olivier. *Boll. Mus. Zool. Univ. Torino*, 5: 69-132.
- REISEN, W.K., & MAHMOOD, F. 1982. Relative abundance, removal sampling and mark-release-recapture estimates of population size of *Anopheles culicifacies* and *An. stephensi* at diurnal resting sites in rural Punjab Province, Pakistan. *Mosq. News*, 41 (1): 22-30.
- RESH, U.H. 1979. Sampling variability and life history features: basic considerations in the design of aquatic studies. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 36: 290-311.
- RUESINK, W.G. 1980. Introduction to sampling theory. En: M. Kogan, D.C. Herzog (eds.). *Sampling methods in soybean entomology*: 61-78. Springer Verlag, 587 pp.
- RUESINK, W.G., & HAYNES, D.L. 1973. Sweep-net sampling for the cereal leaf beetle, *Oulema melanopus*. *Environm. Entomol.*, 2(2): 162-172.
- SEBER, G.A.F. 1977. *Linear regression analyses*. John Wiley and Sons, New York, 541 pp.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1978. *Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations* (2ª ed.) Chapman and Hall, 524 pp.

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

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

Nat. Toulouse, 424 pp.

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