

Aplicación de los métodos biológicos para la determinación de la calidad de las aguas en los ríos

JUAN AVILES GARCIA (*)

RESUMEN. En los últimos años ha tomado gran interés el estudio de la respuesta de las comunidades biológicas a cualquier tipo de perturbación. La variación de la diversidad de organismos de un río es un síntoma de contaminación del mismo.

Los métodos químicos y biológicos tienen un papel distinto, y ambos se complementan en la determinación de la calidad del agua.

APPLICATION OF THE BIOLOGICAL METHODS FOR DETERMINING THE WATER QUALITY OF RIVERS

ABSTRACT. *The response of biotic communities to natural and man-induced perturbation has received considerable attention in recent years. The change in diversity of the fauna of a river is a reasonable indication of any dramatic effects of an effluent.*

Chemical and biological methods have role to play in the measurement of water quality, and both must be taken into account to obtain a complete water quality assessment.

1. INTRODUCCION

Existe una preocupación mundial por el aumento de los niveles de contaminación de los sistemas acuáticos continentales, debido a los vertidos residuales urbanos, agrícolas e industriales y a los insuficientes medios de depuración de los mismos. La mayoría de estos residuos se vierten de forma incontrolada y son muy difíciles de detectar, a no ser que se hagan análisis exhaustivos de las características físico-químicas del agua. Este seguimiento de la calidad de las aguas de las redes fluviales sería muy costoso e imposible de realizar.

Es mayor cada día el interés por los bioindicadores, puesto que los organismos son verdaderos integradores de la calidad del agua y reflejan de una manera fiel y sencilla las características del medio.

2. DEFINICION DE INDICADOR BIOLOGICO

Los indicadores pueden ser definidos como detectores, que muestran la existencia de condiciones que son complejas de interpretar y resultan de una multitud de factores difíciles de medir directamente (Ghetti, 1991).

Para que un organismo sea considerado como un buen indicador debe de ser:

- Util.
- Fiable.
- Sensible.
- Universal.

3. FUNDAMENTO DE LOS METODOS BIOLOGICOS

Los organismos que componen la fauna de un río no presentan los mismos límites de tolerancia, respecto a las condiciones ambientales del medio, y son distintos los efectos que producen sobre ellos, el aporte de sustancias diversas, procedentes de vertidos urbanos e industriales.

Cuando se produce una perturbación en el agua, las comunidades de organismos, reaccionan de forma que aquellos que no soportan las nuevas condiciones desaparecen o mueren, mientras que las especies tolerantes podrán soportar sin daño esta alteración, siempre que los valores alcanzados permanezcan dentro de un intervalo biológicamente tolerable.

La sucesión de especies a lo largo del tiempo y del espacio da lugar al conocimiento de la evolución del es-

(*) Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (MOPT).

tado de contaminación del agua durante un determinado período.

4. PRINCIPALES METODOS BIOLOGICOS DE DETERMINACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

4.1. SISTEMA DE LOS SAPROBIOS

Es el método más antiguo y uno de los más utilizados todavía en la biología de las aguas residuales (Kolkwitz y Marsson, 1908). Está basado en el estudio de las llamadas especies indicadoras de la calidad del agua, clasificadas en listas en función de su comportamiento a la polución orgánica.

El sistema de Kolkwitz y Marsson comprende cuatro grados saprobios:

- Zona polisapróbica Fuertemente contaminada
- Zona α mesosapróbica . Muy contaminada
- Zona β mesosapróbica . Moderadamente contaminada
- Zona oligosapróbica Apenas contaminada

Liebmann (1962) utiliza los cuatro grados clásicos pero los denomina clases de calidad:

- I. Zona sin contaminación.
- II. Zona moderadamente contaminada.
- III. Zona muy contaminada.
- IV. Zona fuertemente contaminada.

A cada clase de calidad le atribuye un color.

El sistema de Fjerdingstad (1964) establece otra clasificación de los organismos en tres grupos:

- Saprobianos: Aguas muy contaminadas.
- Saprófilos: Aguas contaminadas pero más o menos indiferentes y se encuentran en otros medios.
- Saproxenos: Faltan en medios contaminados.

De acuerdo con esta distribución de los organismos, subdivide las cuatro zonas del sistema clásico y utiliza como indicadores las comunidades de bacterias y algas:

- I. Zona coprozoica.
- II. Zona α - polisapróbica.
- III. Zona β - polisapróbica.
- IV. Zona γ - polisapróbica.
- V. Zona α - mesosapróbica.
- VI. Zona β - mesosapróbica.
- VII. Zona γ - mesosapróbica.
- VIII. Zona oligosapróbica.
- IX. Zona cataróbica.

Dentro de una zona se distinguen tres grados de contaminación: 1, 2 y 3, según el tipo de comunidad.

El sistema de Sládeček (1961, 1967, 1973) hace extensible el método clásico a las aguas residuales domésticas e industriales, sujetas a la destrucción bacteriana, es decir, sometidas a una contaminación muy intensa (eusaprobiedad) y a aguas sin actividad bacteriana (trans-saprobiedad).

Para cuantificar el grado de saprobiedad se utilizan

varios índices entre los que cabe destacar el índice de Knopp y el índice de Pantle y Buck.

4.1.1. Índice de Knopp (1955). Estudia el perfil longitudinal de la calidad de un río, y para ello tiene en cuenta dos factores:

- Presencia de organismos indicadores.
- Abundancia.

La abundancia la obtiene en cada punto mediante estima utilizando la siguiente escala:

- 1 = Individuo aislado.
- 2 = Pocos.
- 3 = Pocos a un número medio.
- 4 = Número medio.
- 5 = Número medio a frecuentes.
- 6 = Frecuentes.
- 7 = Abundantes.

Las especies se reparten en los cuatro grados de saprobiedad ya citados, sumando los valores de la frecuencia para cada grado de saprobiedad: $\Sigma 0$, $\Sigma \beta$, $\Sigma \alpha$, $\Sigma \rho$.

Si un organismo es más corriente en un nivel que en otro, el valor de la frecuencia se reparte en la proporción $\frac{2}{3}$ y $\frac{1}{3}$.

El perfil longitudinal de la calidad del agua se representa en cada estación de muestreo llevando hacia arriba del eje de ordenadas los valores positivos $\epsilon 0$, $\epsilon \beta$ y hacia abajo los negativos $\epsilon \alpha$, $\epsilon \rho$. Los valores de igual saprobiedad se unen entre sí obteniéndose de esta manera la sección biológica de la calidad del agua.

La pureza relativa del agua viene dada por la expresión:

$$Pr = \frac{\Sigma 0 + \Sigma \beta}{\Sigma (0 + \beta + \alpha + \rho)}$$

La carga relativa o carga biológicamente eficaz la define Knöpp como:

$$Cr = \frac{\Sigma \alpha + \Sigma \rho}{\Sigma (0 + \beta + \alpha + \rho)} \times 100$$

Una aplicación del índice de Knöpp al río Tajo se expone en la figura 1.

4.1.2. Índice de Pantle y Buck (1955). La fórmula que representa el índice saprobio (I_s) viene dada por:

$$I_s = \frac{\Sigma h \cdot s}{\Sigma h}; \quad s = \text{valencia saprobial}$$

$h = \text{valor de la frecuencia de cada especie}$

siendo para cada organismo:

- polisapróbico $s = 4$
- α -mesosapróbico $s = 3$
- β -mesosapróbico $s = 2$
- Oligosapróbico $s = 1$

La calidad del agua es la siguiente:

$$I_s \leq 1,5 \quad \text{Contaminación muy débil}$$

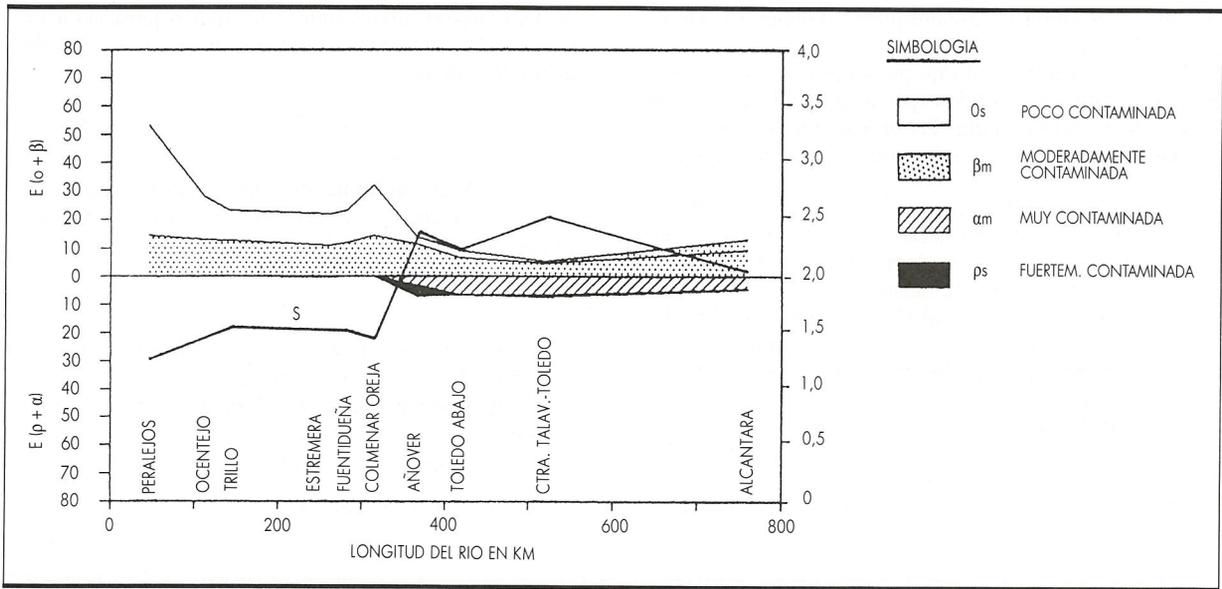


FIGURA 1. Perfil longitudinal de la calidad biológica en el río Tajo (Avilés & Toro, 1988).

- $1,5 \leq I_s < 2,5$ Contaminación moderada
- $2,5 \leq I_s < 3,5$ Contaminación fuerte
- $3,5 \leq I_s$ Contaminación muy fuerte

4.2. METODO DE LOS INDICES BIOTICOS

Los métodos de determinación biológica de la calidad del agua mediante los índices bióticos son hoy en día los más utilizados y están basados en el estudio de los macroinvertebrados benthicos, es decir, aquellos animales que en sus últimos estados larvarios alcanzan un tama-

ño igual o superior a 3 mm y viven en cualquier sustrato del río (piedra, grava, arena, plantas, etc.) y comprenden las larvas de insectos, moluscos, crustáceos y oligoquetos principalmente (figura 2).

4.2.2. Trent Biotic Index (TBI) (Woodiwiss, 1964). Es un método práctico muy utilizado y en el que se han inspirado muchos otros autores. Se basa en el estudio de la comunidad de macroinvertebrados del río Trent, según un orden decreciente de sensibilidad a la contaminación



FIGURA 2. Muestreo de macroinvertebrados en el río Guadalete.

orgánica: Plecóptera, Efemeróptera, Tricóptera, Gammarus, Asellus y Tubificidos.

Debido a la dificultad que presentaba la determinación sistemática a nivel de especie, se establecieron los límites de precisión según los casos: familia, género o especie. Estos límites se definieron como «unidades sistemáticas».

El cálculo del índice biótico se efectuó mediante el empleo de una tabla estándar de doble entrada. Las aguas más limpias tienen un índice biótico próximo a 10 y las muy contaminadas se acercan a 0.

En 1978, Woodiwiss realizó una nueva versión del método con una mayor amplitud de escala de 0 a 15.

4.3.2. Índice de Vemeaux-Tuffery (1967). Es el método utilizado en Francia y tiene una estructura análoga al anterior con alguna variante accesoria.

El estudio se efectúa en dos facies del cauce. La facies lóptica correspondiente a las zonas de corriente rápida y la facies léntica con aguas de corriente débil

(< 15 cm/seg), obteniéndose un índice para cada una de ellas (I_c = lóptica; I_l = léntica), hallándose el índice medio de ambas:

$$I_b = \frac{I_c + I_l}{2}$$

El índice de contaminación I_p se obtiene efectuando la diferencia entre el índice normal del curso de agua (aproximadamente igual a 10) y el índice biótico medio:

$$I_p = 10 - I_b$$

A partir de este índice de contaminación se establecen cinco clases de calidad del agua.

4.2.4. Biotic Score (Chandler, 1970). En este método se tiene en cuenta la abundancia de los organismos recolectados con una red de mano durante 5 minutos:

Presentes: 1 a 2 individuos.

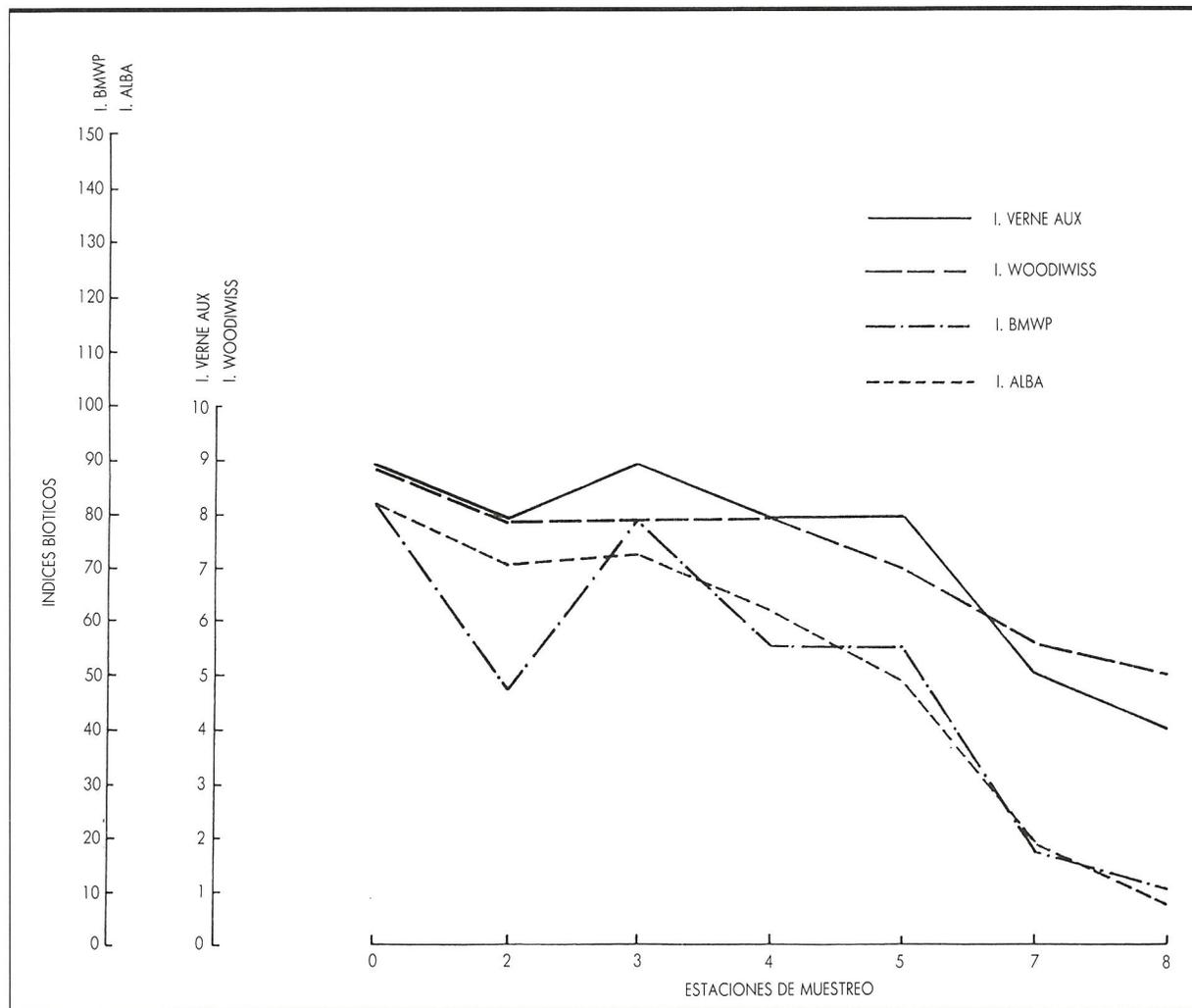


FIGURA 3. Índices bióticos en el río Segura (Avilés & Toro, 1988).

Pocos: 2 a 10 individuos.
 Común: 11 a 50 individuos.
 Abundantes: 51 a 100 individuos.
 Muy abundantes: Más de 100 individuos.

En una tabla se recogen las especies en orden creciente de tolerancia a la contaminación, dándole a cada grupo un valor. Este valor crece con el aumento de la abundancia de especies de agua pura, mientras disminuye con el aumento de la abundancia de la especie resistente a la contaminación; sumando los valores individuales de los distintos grupos se obtiene el índice para cada estación. El método tiene la ventaja de proporcionar una escala más amplia aunque raramente se supera el valor 2.000.

4.2.5. Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Hellowell, 1978). El índice se basa en la identificación en familias. A cada familia se le da un valor comprendido entre 1 y 10. El valor 1 corresponde a familias que tienen sus hábitat en aguas muy contaminadas y el va-

lor 10 a familias que no toleran la contaminación. La suma de los valores obtenidos de cada familia nos dará el grado de contaminación. Cuanto mayor sea la suma obtenida, menor será la contaminación del punto estudiado.

Las figuras 3 y 4 muestran la representación gráfica de los índices bióticos en los ríos Segura y Alberche.

4.2.6. Índice BMWP' (Alba, tercedor & Sánchez Ortega, 1988). Es similar al BMWP, pero introduce familias de macroinvertebrados que no estaban incluidas y son corrientes en la Península Ibérica.

De acuerdo con el valor del índice, establece unas clases de calidad y a cada una de ellas se le da un color. Este índice es el más utilizado en España.

5. OTROS BIOINDICADORES

Además de los macroinvertebrados existen otros indicadores biológicos de menor utilización como las algas, bacterias, fanerofitos, briofitos y peces.

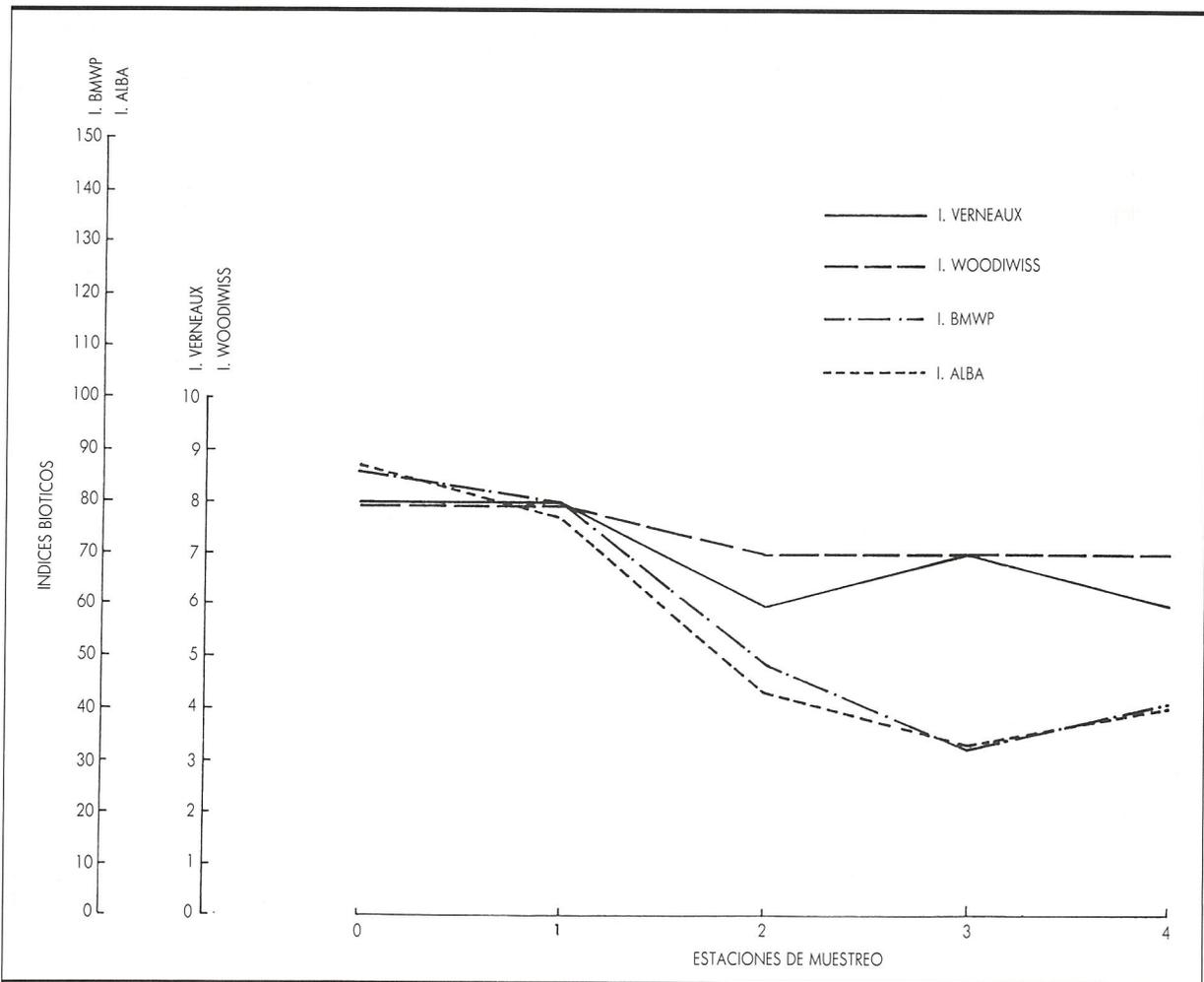


FIGURA 4. Índices bióticos en el río Alberche (Avilés & Toro, 1988).

Entre las ventajas que presentan los macroinvertebrados cabe citar:

- Popularidad.
- Facilidades de captura.
- Ciclos de vida largo.
- Dan respuestas globales.
- Obtención de índices que reflejan variaciones del medio.

Los inconvenientes que ofrecen son los siguientes:

- Problemas de la deriva.
- Necesidad de sustratos.
- Dificultad de estudios cuantitativos.

6. CONCLUSIONES

Los indicadores biológicos son verdaderos integradores de la calidad del agua y reflejan de una manera fiel y sencilla los cambios que se producen en ella, pues tienen la ventaja de poder detectar las descargas intermitentes de vertidos, debido a la estabilidad de la fauna del lecho del río a lo largo de un período de tiempo.

Actualmente el Centro de Estudios hidrográfico del CEDEX está utilizando las comunidades de macroinvertebrados para la elaboración de mapas de calidad biológica en las distintas cuencas hidrográficas.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J., y SANCHEZ-ORTEGA, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- AVILES, J., y TORO, M. (1991). Indicadores biológicos de las aguas. Aplicación en la cuenca del Tajo. *Ingeniería Civil* 80:23-28.
- CHANDLER, J. R. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollut Control Lond* 69:415-422.
- GARCIA DE JALON, D., y GONZALEZ DEL TANAGO, M. (1986). Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ICONA*, Monografía 45: 244 pp.
- GHETTI, P. F. (1991). *Bases limnológicas para la gestión de ríos*, Inst. Agron. Medt. Zaragoza.
- HELLAWELL, J. M. (1978). Biological surveillance of rivers. Water Research Center Stevenage, 332 pp.
- KOLKWITZ, R., y MARSSON, M. (1908). Oekologie der pflanzlichen Saprobien. *Ben. Dtsch. Bot. Fes.*, 26 a: 505-519.
- PESSON, P. (1979). *La contaminación de las aguas superficiales*. Ed. Mundi-Prensa, 335 pp.
- VERNEAUX, F. S., y TUFFERY, G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité 3:78-89.
- WOODIWISS, F. S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent Board. *Chemistry and industry*, 11:443-4447.