

Índice

1.	Selección de Respuestas de las Comunidades	282
2.	Riqueza de Especies	282
3.	Índice de Diversidad	282
4.	Índice de Equitatividad	283
5.	Índice de Similitud	284
6.	Índices de Integridad biótica (IBI)	285
7.	Diseño de Muestreo	286
8.	Análisis de Resultados	287
9.	Referencias	287

ANEXO N Índices bióticos

Además de los efectos a nivel individual, en algunos sitios podría ser muy importante la evaluación de los efectos a un mayor nivel de organización, para lo cual, una de las herramientas más poderosas es el estudio de diversos índices bióticos. A continuación presentamos algunos de ellos.

1. Selección de respuestas de las comunidades

La identificación y medición de las propiedades ecológicas que pudieran ser afectadas por los contaminantes en las comunidades son de especial interés en este punto. Las mediciones son usadas para evaluar la integridad biológica en una comunidad. Los atributos de la comunidad más comúnmente usados para la medición de respuestas son los siguientes: riqueza, diversidad, equitatividad, abundancia relativa, dominancia, similitud, presencia/ausencia de especies indicadoras, e integridad biótica.

2. Riqueza de especies

La riqueza de especies es el número de especies presentes en una comunidad. Se ha utilizado como un indicador de la integridad ecológica y es una de las medidas más usadas para evaluar efectos de los contaminantes en las comunidades pues la reducción de especies es la respuesta más constante ante los disturbios (Clements & Newman, 2002). Su estimación puede hacerse a través de diferentes ecuaciones (1 y 2).

La ecuación (1) en donde R = riqueza, S = número de especies de la muestra y N = número total de individuos en la muestra, se utiliza cuando se tiene el mismo número de especies en las muestras que se quieren comparar (Clements y Newman, 2002).

$$R_{Margaléf} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1)$$

Cuando no se tienen el mismo número de especies se utiliza la ecuación (2) la cual estima la riqueza por la rareza.

$$\hat{S}_n = \sum_{i=1}^S 1 - \frac{\left(\frac{N - N_i}{n}\right)}{\left(\frac{N}{n}\right)} \quad (2)$$

Donde: N = número de individuos en la muestra, Ni = número de individuos de la especie i en la muestra, S = número de especies en la muestra y n = tamaño de muestra (número de individuos) (Clements y Newman, 2002).

3. Índice de Diversidad

La diversidad de especies se puede definir como el número de especies en una unidad de área, tiene dos componentes principales la riqueza (número de especies) y la equitatividad (número de individuos de una sola especie) (Smith, 2001).

Generalmente en las evaluaciones biológicas se usan índices de diversidad que responden a la riqueza de especies y a la distribución de los individuos entre las especies (Clements y Newman, 2002).

La estimación se realiza a través de diferentes índices, los más usados son el de Shannon-Wiener, ecuación (3) y el de Simpson, ecuación (4).

El índice de Shannon-Wiener (H') toma en cuenta el número de especies y la equitatividad o uniformidad de la distribución del número de individuos en cada especie (Franco *et al.* 1989), es más sensible para especies raras y estima la diversidad de la comunidad en que fue tomada la muestra. (Clements y Newman, 2002).

$$H' = -\sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \ln\left(\frac{N_i}{N}\right) \quad (3)$$

Donde: H' = diversidad, N = número de individuos en la muestra, N_i = número de individuos de la especie i en la muestra (Franco *et al.*, 1989).

El índice de Simpson ($\hat{\lambda}$) es relativamente insensible para especies raras pero altamente sensibles para especies dominantes. Se puede calcular con la ecuación (4) (Clements y Newman, 2002)

$$\hat{\lambda} = \sum_{i=1}^s \frac{1}{p_i^2} \quad (4)$$

Donde: λ = medida de diversidad y p_i = es la proporción de la especie i en la muestra. El rango del valor de λ es de 1 a S donde S = riqueza de especies (Clements y Newman, 2002).

4. Índice de Equitatividad

La equitatividad (E) es que tan uniformemente están distribuidos los individuos entre las especies (Newman, 2003). Esto es, refleja la distribución de individuos entre especies (Clements y Newman, 2002). Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad contra la diversidad máxima posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies. Puede demostrarse que cuando $p_i = 1/S$ para toda p_i , se alcanza la uniformidad máxima (ecuación (5)), siendo p_i la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i/N_t) (Franco *et al.* 1989).

$$H'_{m\acute{a}x} = \log_2 S \quad (5)$$

Donde: $H'_{m\acute{a}x}$ = diversidad bajo condiciones de máxima equitatividad y S = número de especies.

A través de la ecuación (6) se puede estimar la equitatividad en la muestra (E) y para estimar la equitatividad de la comunidad (E') se utiliza la ecuación (7) (Newman, 2003).

$$E = \frac{H'}{H'_{m\acute{a}x}} \quad (6)$$

$$E' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (7)$$

5. Índice de Similitud

Los índices de similitud se usan para cuantificar la correspondencia entre dos comunidades, están basados en la presencia o ausencia de especies y/o en datos de abundancia, son útiles para comparar sitios de referencia con sitios impactados o contaminados. La medición de la similitud puede hacerse desde dos puntos de vista el cualitativo o el cuantitativo, en el primero solo se considera el número de especies (riqueza), la ausencia o presencia de especies en cada una de los sitios y en el segundo no solo se consideran estos puntos, sino que se integra la abundancia o número de individuos de cada una de las especies de los dos sitios a comparar (Franco *et al.*, 1989).

En el caso de los índices cualitativos el más usado es el de Jaccard (J) ecuación (8), basado en la presencia o ausencia de especies, una de las desventajas de utilizar este índice es que no responde a diferencias de abundancia entre los sitios, además de que se da el mismo peso a las especies raras y a la abundancia (Clements y Newman, 2002).

$$J = \frac{j}{(a + b - j)} \quad (8)$$

Donde J = similitud a = número de especies en el sitio o muestra a, b = número de especies en sitio o muestra b, y j = el número de especies comunes entre ambos sitios o muestras.

De los índices cuantitativos el más utilizado es el índice de Morisita-Horn, ecuación (9), en el que se comparan la abundancia relativa entre los taxa de dos comunidades. Una de las ventajas que tiene este índice es que es relativamente insensible al tamaño de muestra y la riqueza de especies (Clements y Newman, 2002)

$$MH = \frac{2\sum(an_i * bn_i)}{(da + db)aN * bN} \quad (9)$$

Donde an_i = número de individuos de la especie i en el sitio o muestra a, bni = número de individuos de la especie i en el sitio o muestra b, aN = número total de individuos en el sitio a, bN = número total de individuos en el sitio b.

Los términos da y db en la ecuación (9) se calculan como sigue:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2} \quad (10)$$

6. Índices de Integridad biótica (IBI)

La estructura, composición y salud de las comunidades biológicas nos brindan una referencia integral sobre la calidad ambiental y el estado de conservación de un hábitat; dichos componentes pueden agruparse dentro de un índice (multimétrico) que permita evaluar comparativamente diversos sitios dentro de la misma área en torno a su calidad ambiental. Los índices de integridad biótica fueron propuestos como herramientas para evaluar la calidad ambiental en un sitio determinado y ayudan en el planteamiento de estrategias que permitan su conservación o recuperación (Mercado y Lyons, 2001).

Existen numerosos índices bióticos y todos tienen características similares. Estos índices están basados en el concepto de especies indicadoras, para construirlos toman medidas de presencia/ausencia y abundancia de los taxa (cualquier grupo sistemático, independientemente de su nivel jerárquico, por ejemplo, clase, orden, familia, género y especie) y parámetros que reflejen la composición estructural y funcional de la comunidad. Los índices de integridad biótica (IBI), incorporan en ellos parámetros como la riqueza de especies, la composición de especies, la presencia de especies indicadoras, la función trófica, el estado de salud, etc.

Estos parámetros deben tener criterios de evaluación que reflejen la integridad biótica para ese parámetro en alta, media y baja, por ejemplo si se elige “el porcentaje de individuos con enfermedades, tumores, daño, o deformaciones esqueléticas” debe determinarse la proporción o el número que corresponden a las categorías antes establecidas. Estos criterios deberán establecerse de antemano con base a las colectas realizadas en cada uno de los sitios. A cada criterio de evaluación se le adjudica un valor, que depende de la escala que se use, generalmente es de 0 a 100 y para cada parámetro se dan valores 10 /5 para un puntaje alto, 5/3 para un valor medio y 0/1 para un valor bajo. El valor obtenido para ese parámetro es sumado con los otros parámetros y se obtendrá una calificación final, que refleja el valor de integridad biótica para el sitio de estudio (Mercado y Lyons, 2001). El valor integridad biótica puede compararse con una escala de calidad específica para ese índice (ver Karr, 1991).

Tabla 1 Criterios de evaluación para el cálculo del IBI y ejemplo para varios sitios

Índice de Integridad biótica (IBI)							
Parámetros	Criterios y valores de evaluación			Ejemplo de evaluación en Sitios			
	0	5	10	1	2	3	4
Número total de taxa de invertebrados	<13	13-25	>25	10	5	0	0
Número de especies nativas	>6	4-6	<4	10	10	5	0
Número de especies sensitivas	>5	3-5	<3	10	5	5	0
Porcentaje de individuos omnívoros	>45	20-45	<20	5	0	0	5
Porcentaje de individuos con enfermedades, tumores, daño, o deformaciones esqueléticas	>5	2-5	<2	10	5	5	5
IBI				45	25	15	10

Los pasos metodológicos generales para crear un índice de integridad biótica son los siguientes:

- a. Monitoreo ambiental. El diseño inicial requiere datos de calidad ambiental para cada sitio de muestreo. Los datos de calidad ambiental deben de reflejar las rutas de exposición prioritarias (por ejemplo, contenido de metales en suelo) así como de datos que indiquen otro tipo de disturbios antropogénicos (por ejemplo, grado de pastoreo, deforestación, urbanización, cultivos). Los sitios de muestreo deben de ser lo mas afines en cuanto a aspectos biológicos, fisiográficos y de uso (ver criterios de selección de sitios de referencia). Posteriormente los sitios deberán ser ordenados por métodos estadísticos dentro de un gradiente de influencia humana y calidad ambiental.
- b. Seleccionar el ensamblaje biótico. Es necesario el estudio y la descripción de la composición, estructura y dinámica de comunidades dentro de los sitios de muestreo para definir desde el punto de vista biológico, la especie o la combinación de ellas que pudieran indicar directamente cambios en la integridad biótica, esto dependerá de los roles ecológicos de las especies, del tipo de ecosistema que se trate y de las principales rutas de exposición. Los grupos taxonómicos mas comúnmente usados son plantas vasculares, anfibios, aves, peces y macroinvertebrados.
- c. Elección de parámetros y criterios de valoración. Se debe de recopilar la información necesaria para cada una de las especies incorporadas dentro del índice (por ejemplo tolerancia-susceptibilidad a los tóxicos, hábitos alimenticios, forma de vida, etc.), además de esclarecer su importancia en el funcionamiento del ecosistema con la finalidad de identificar parámetros que reflejen la composición estructural y funcional de la comunidad. Un ejemplo de parámetros utilizados son: el número de taxa de invertebrados, porcentaje de depredadores, número de taxa tolerantes, etc. Ya seleccionados los parámetros, se eligen criterios de evaluación para cada parámetro, y a cada criterio de evaluación se le adjunta un puntaje 1 para una condición pobre, 3 para una condición moderada y 5 para una condición de impacto mínimo. D) Probar y validar el IBI. El valor otorgado por el índice al sitio le ubicara dentro de una posición dentro de el y podrá ser útil para compararlo con otros sitios o demostrar una relación causal en el gradiente de influencia humana. Para probar el índice se puede partir aleatoriamente la totalidad de los datos en dos mitades, y posteriormente se desarrolla el IBI para cada una de las mitades y se compara; los resultados deberían ser similares. El IBI también debe de probarse en diferentes gradientes de disturbio y espacios de tiempo.

7. Diseño de Muestreo

En el diseño de muestreo se debe considerar el número de puntos de muestreo, el número de replicas por punto de muestreo, el método para determinar los sitios de muestreo (aleatorio o no aleatorio), tiempo de permanencia de las muestras, la preparación de las muestras para análisis de laboratorio así como los objetivos del estudio, el nivel de esfuerzo, el tipo de respuesta a medir, el método estadístico para analizar los datos y los recursos disponibles. Las técnicas de muestreo más adecuadas, dependerá del tipo de organismo, del personal, y del presupuesto. Las técnicas más comunes de muestreo son las siguientes:

Tabla 2. Técnicas de muestreo

Plancton	Succión y sustratos artificiales.
Macroinvertebrados bénticos	Red de corriente, red de barrido y sustrato artificial
Peces	Pesca con jabega, red de barrido, red pasiva y electropesca
Vegetación terrestre	Sensores remotos, métodos de distancia y de área
Fauna del suelo	Tamizado, separación por densidad, uso de estímulos fisicoquímicos.
Insectos terrestres y voladores	Captura por atrayentes químicos, lumínicos, sonoros, etc. y señales.
Anfibios, reptiles, mamíferos y aves	Observación directa, trampeo y señales.

8. Análisis de Resultados

El análisis de datos implica el contraste entre modelos de abundancia-diversidad, comparación de multimétricos e índices (diversidad, riqueza, índices de integridad biótica) a lo largo de un gradiente de contaminación y el uso de técnicas de estadística inferencial y multivariada (regresión lineal, ordenación y clasificación) con la finalidad de encontrar una relación causal. Así la presencia de una relación entre un tóxico y la estructura de la comunidad (la eliminación de especies sensibles o el cambio en la proporción de especies tolerantes/sensible) así como la demostración de un gradiente de respuestas que separe los efectos del contaminante de otras fuentes de variación a lo largo del gradiente son solo algunos de los componentes de peso mas importantes para la formación de una relación causal.

9. Referencias

Clements, W.H. y M.C. Newman. 2002. *Community ecotoxicology*. John Wiley and Sons, Chichester, Reino Unido. 336 pp.

United States-Environmental Protection Agency. 1992. *Guidelines for exposure assessment*. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, D.C. 600z-92/001.

United States-Environmental Protection Agency. 1993a. *Wildlife exposure factors handbook Volume I of II*. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA/600/R-93/187. December.

United States-Environmental Protection Agency. 1993b. *Wildlife exposure factors handbook Volume II of II*. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA/600/R-93/187.

United States-Environmental Protection Agency. 1994a. *Field studies for ecological risk assessment*. ECO Update, U.S.-Environmental Protection Agency 2:1-13.

United States-Environmental Protection Agency. 1994b. *Selecting and using reference information in superfund ecological risk assessments*. ECO Update, U.S. Environmental Protection Agency. 2:1-6.

Franco, L. J. , G.A. de la Cruz, A.G. Cruz, A.R. Rocha, N.S. Navarrete, G.M. Flores, E.M. Kato, S.C. Colón, L.A. Abarca y C.S. Bedia. 1989. *Manual de ecología*. Trillas, México. 266 pp.

Karr, J.R. 1991. Biological Integrity: a Lon-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*.: 1:66-84.

Mercado, S. N. y J. Lyons. Indices de integridad biótica en los Ríos Lerma y Pánuco: una aproximación a su desarrollo. En: Pineda-López R. y P. E. Diaz (comps.). *Diversidad biológica de ríos y arroyos del centro de México: Bases para su conocimiento y conservación*. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. En prensa.

Mercado, S.N., J.D. Lyons, M.G. Salgado y N.M. Medina. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central México. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 12: 179-191.

Newman, M.C. y M. A. Unger. 2003. *Fundamentals of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Estados Unidos. 458 pp.

Smith L.R. y T.M. Smith. 2001. *Ecología*. Pearson Educación, Madrid. 664 pp.

