

Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino

María M. Salusso y Liliana B. Moraña

Facultad Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Buenos Aires 177 – 4400 Salta (Argentina); msalusso@unsa.edu.ar

Recibido 21-I-2000. Corregido 09-VII-2001. Aceptado 17-X-2001.

Abstract: Two lotic bodies located in a subtropical semi-arid region in north-western Argentina were studied: the Arias-Arenales and the Rosario rivers. Both rivers are located in Salta Province, and belong to the high basin of river Juramento, connected to the river Río de la Plata and the Atlantic Ocean. The study was conducted between March 1997 and March 1998. The region is known by its sustained economic development and one of the highest population growth rates in the country (4% per year). The objective of this work was the assessment of organic pollution spatial gradients in both rivers, as a function of the hydrological regime (a long period of drought from May to October and floodings the rest of the year). Three groups of biotic indices were applied to characterize the level of organic pollution and were based on planktonic microalgae to evaluate water quality. The relative performance of these indices was then compared for use to biomonitoring programs. The diversity indices: Shannon-Weaver and Whilm-Dorris were not highly sensible to detect moderate pollution. The saprobity indices (Pantle and Buck and Diatom Assemblage Index of Watanabe *et al.*), were useful to detect intermediate levels of organic load, but their sensitivity dropped at high pollution levels. The second index precisely discriminated the most deteriorated part of river Rosario, with values between 0.3 – 0.7 (extreme poli-saprobity). Raw sewage discharges along the most polluted sector of river Arias-Arenales were assigned a value between 10 and 11 in both periods of the hydrological regime. Both saprobity indices consider the same indicator pollution value of species. The first one is based on the relative abundance of the species while the second one is calculated with the species relative frequency. The second index is better than the first one in considering non-dominant species that were constant in each particular environmental condition. The principal component analysis allowed a representation of time and space pollution patterns and showed the specific microalgae assemblage for all the sampling stations and for both periods in the hydrological cycle. Only the latter proved to be fully useful and correct for the biological characterization of water quality system.

Key words: Biotic indices, monitoring, plancton rivers, algae, Argentina.

El estudio de los contaminantes de origen antrópico que son vertidos a los cuerpos de agua, permite establecer las medidas de control adecuadas.

El monitoreo de las variables fisicoquímicas proporciona una medida instantánea de la calidad del agua, en tanto que el monitoreo biológico hace posible la detección e integración de la contaminación tanto continua como intermitente. En el biomonitoreo se utilizan como herramientas fundamentales diversos índices ecológicos para evaluar el grado de dete-

rioro de los cuerpos de agua. Estos deben reunir dos condiciones primarias básicas: su sensibilidad y representatividad del gradiente temporal-espacial que se produce a nivel de la cuenca, al mismo tiempo que una reducción del tiempo y costos que demandan su implementación (Lobo *et al.* 1996).

Se utilizan algas de la clase Bacillariophyceae para evaluar contaminación orgánica y eutrofización por disponerse tanto de metodologías estandarizadas como del suficiente conocimiento de los requerimientos específicos de los

grupos presentes en cada grado de contaminación (Descy y Coste 1990, Watanabe *et al.* 1990, Whitton 1991, Whitton y Kelly 1995, entre otros). En la Argentina, se han empleado las algas del bentos para monitorear los ríos de llanura (Claps 1996, Gómez 1998). En el caso de los ríos de la región montañosa semiárida del noroeste argentino, dichas algas bentónicas por deriva se incorporan en forma significativa a las comunidades del plancton. Se considera que el empleo de éstas últimas permite resumir adecuadamente la variación de la condición ambiental que opera en escala temporal (Salusso 1998).

El noroeste argentino se caracteriza por ser una de las regiones neotropicales de mayor crecimiento poblacional del país, en particular el área de la provincia de Salta comprendida en el Valle de Lerma cuya tasa de crecimiento poblacional del 4% anual, ha llegado a duplicar en la última década la población existente. La región está irrigada por dos subsistemas de ríos principales: el Arias-Arenales y el Toro-Rosario, pertenecientes a la Alta Cuenca del Juramento que a su vez es parte de la Cuenca del Río de la Plata, que desagua en el océano Atlántico. El crecimiento poblacional tanto como el económico de esta región de Salta, dependen del recurso hídrico superficial, el cual fue estudiado en el ciclo anual comprendido entre marzo de 1997 y marzo de 1998 con el doble propósito de: 1- evaluar el gradiente temporal-espacial de contaminación orgánica existente en los ríos Arias-Arenales y Toro-Rosario (Alta Cuenca del Juramento, Salta) mediante el biomonitoreo con microalgas del plancton y 2- comparar el valor indicativo relativo de cada índice biótico empleado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada entre los puntos extremos de las coordenadas

de Gauss-Krüger 36 00 y 37 00 en sentido O-E y entre los puntos 73 00- 72 00 en sentido N-S. Abarca dos subsistemas de ríos, el Arias-Arenales con 2196 km², 66 km de longitud y una descarga promedio de 24.43 m³.s⁻¹, y el subsistema del Rosario con 4790 km², 147 km de longitud y una media de 9 m³.s⁻¹, pertenecientes ambos a la Alta Cuenca de Juramento (Provincia de Salta, Argentina). Presentan un período de crecidas entre noviembre y abril de cada año, y reciben vertidos puntuales de origen doméstico, que en el caso del Rosario están combinados con efluentes provenientes de una curtiembre. En el ciclo anual comprendido entre marzo de 1997 y marzo de 1998, se recolectaron muestras mensuales en tres sitios en cada uno de los ríos, según el criterio general: estación I°)- sitio ubicado antes de la fuente principal de contaminantes, II°)- sitio de mayor descarga y III°)- estación situada en curso de autodepuración. Se cuantificaron las principales variables ambientales (físico-químicas y tróficas) mediante técnicas de la APHA, AWWA y WPCF (Anónimo 1992). Se determinó la densidad algal del fitoplancton (individuos / ml), mediante recuento bajo microscopio invertido a 400 aumentos, previa sedimentación de 50 ml de muestra preservada con lugol acético (Uthermöl 1958). Sólo se consideraron las algas que presentaban contenido citoplasmático. Las diatomeas fueron limpiadas y montadas en Naphrax, según técnica de Carr *et al.* (1986). Se procedió al recuento de 300 valvas en cada muestra (Sabater *et al.* 1987). La identificación de las microalgas se efectuó en base a trabajos de Huber-Pestalozzi (1955, 1961), Komarek y Fott (1983), Krammer y Lange-Bertalot (1986-1991).

Se aplicaron los siguientes índices bióticos:

I°) Índices de Contaminación:

a) Déficit de Especies de Kothé (Schwoerbel 1975):

$$I = \frac{A_1 - A_x}{A_1} \times 100$$

$A_1 = n^\circ$ especies del sitio de referencia
 $A_x = n^\circ$ especies de la zona de estudio

b) Índice de Saprobios de Pantle y Buck (1955):

$$I = \frac{\sum s \cdot h}{\sum h \cdot g}$$

$s =$ valor de de saprobiedad de las especies
 $h =$ abundancia
 $g =$ valor indicador de las especies
Valores: < 1.5 = oligosaprobiedad,
1.5-2.5 = b-mesosap., 2.5-3.5 = a- mesosaprob.
3.5 – 4.0 = polisaprobiedad.

c) DAIPo (Diatom Assemblage Index to Organic Pollution) de Watanabe *et al.* (1990).

$$DAI = 100 \cdot \sum_{j=1}^n S(j) - \frac{1}{2} \sum_{j=1}^n E(j)$$

donde: $\sum S(j)$ = suma de frecuencias relativas % de táxones tolerantes a la polución

$\sum E(j)$ = suma de las frecuencias relativas de los táxones indiferentes o eurisaprobios.

Valores DAIPo: 100-85 = xenosaprobiedad, 85-70 = b-oligosaprobiedad, 70-50 = a-oligosaprobiedad, 50-30 = b-mesosaprobiedad, 30-15 = a-mesosaprobiedad y 15-0 = polisaprobiedad.

En el caso de los índices de contaminación, la asignación de los valores indicativos de cada especie y de la valencia saprobica de las mismas, se realizó en base a los trabajos de Wolf (1982), Van Dam *et al.* (1994) y Salusso (1998).

II°) Índices de Diversidad:

a) de Shannon-Weaver (1963):

$$I = - \sum_{i=1}^t (n_i/N \log_2 n_i/N)$$

$n_i =$ abundancia relativa de la especie i
 $N = n^\circ$ total de individuos

Valores: < 1: fuertemente contaminado,
1-3: moderadamente contaminado
> 3: no contaminado

b) de Wilhm and Dorris (1968):

$$I = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \log p_i$$

$p_i =$ proporción de la población total de N individuos que son de la especie i .

Valores: 0-1.5: muy contaminado,
1.5-3.0: medianamente contaminado
3.0-5.0: no contaminado

III°) Análisis Multivariado:

Análisis de Componentes Principales: donde se resumen en “componentes”, la combinación aditiva de $(a_1x_1 + a_2x_2 + \dots + a_nx_n)$ de las n variables originales (x_1, x_2, \dots, x_n) con los coeficientes (a_1, a_2, \dots, a_n) que surgen de transformar las observaciones independientes realizadas en cada muestra en una combinación lineal de correlaciones (Legendre y Legendre 1979). Se utilizó la matriz de varianza-covarianza y se trabajó en base a la abundancia relativa de todas las especies de algas (no sólo diatomeas), presentes en una proporción superior al 2% en las diferentes muestras. Se seleccionaron 49 especies, cuyos valores de abundancia se transformaron con la función logarítmica $(\ln x + 1)$ para estabilizar la varianza y se obtuvieron las comunidades de especies, para cada estación de muestreo en ambos períodos del ciclo hidrológico.

RESULTADOS

Los valores promedio anuales de los parámetros fisicoquímicos medidos en los tres sitios de muestreo, indican un considerable incremento de contaminantes en la estación II°, en particular del río Rosario, aunque con una importante capacidad de autorecuperación aguas abajo en ambos ríos (Cuadro 1).

Las microalgas se adecuaron a las concentraciones relativas de nutrientes y materia orgánica, de manera que en los sitios de mayor descarga se produjo el máximo incremento de densidad y biomasa (Fig. 1). Ambas variables se correlacionaron en forma significativa con la conductividad ($r = 0.87$, $p < 0.01$) y con la DBO_5 ($r = 0.902$, $p < 0.01$). La estructura y distribución de las comunidades de algas fue similar en ambos cursos lóticos, dado que las

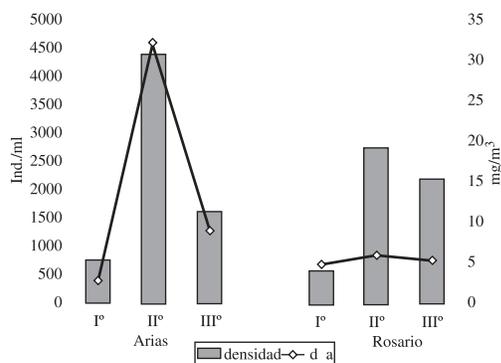


Fig. 1. Valores promedio de densidad (individuos.ml-1) y biomasa (clorofila a mg.m-3) del fitoplancton en las diferentes estaciones de muestreo de los ríos Arias-Arenales y Rosario.

Fig. 1. Average values of densities (ind.ml-1) and chlorophyll a of phytoplankton in sampling stations of Arias-Arenales and Rosario rivers.

CUADRO 1

Principales variables fisicoquímicas medidas en el período de estudio en los ríos Arias-Arenales y Rosario (Alta Cuenca del Juramento)

TABLE 1
Physico-chemical variables measured in the Arias-Arenales and Rosario rivers (Upper Juramento river basin)

	I°	II°	III°	I°	II°	III°
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$)	239	1498	479	195	553	398
TSD ($mg.l^{-1}$)	183	1337	481	138	321	273
O_2 ($mg.l^{-1}$)	7.47	2.37	7.02	6.58	3.15	6.02
BOD_5 ($mgO_2.l^{-1}$)	1.22	69.95	10.97	3.30	31.78	5.34
NH_4^+ ($mg.l^{-1}$)	0.35	19.27	4.34	0.36	11.31	1.92
NO_3^- ($mg.l^{-1}$)	2.16	4.04	2.79	1.32	7.22	5.42
PO_4^{3-} ($mg.l^{-1}$)	0.19	0.75	0.58	0.99	2.52	1.61

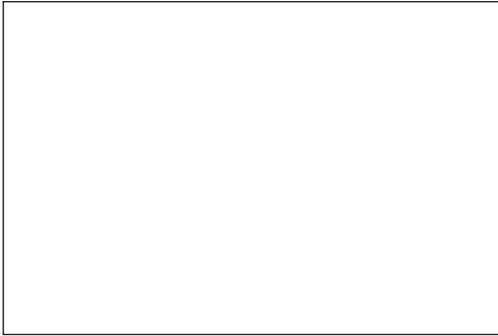


Fig. 2. Composición porcentual de los grupos de algas representados en las diferentes estaciones de muestreo de los ríos Arias-Arenales (A) y Rosario (R).

Fig. 2. The percent composition of algal assemblages for different sampling sites on the Arias-Arenales (A) and Rosario (R) rivers.

diatomeas (Clase Bacillariophyceae) fue el grupo dominante, siendo secundadas por las Chlorophyta y Cyanobacterias como subdominantes (Fig. 2). Las Euglenófitas mixotróficas (*Lepocinclis ovum*, *Astasia parva*, *A. variabilis*, *Euglena viridis*, *Phacus contortus* y *P. curivcauda*) aumentaron en los puntos de descarga, y los flagelados Cryptofíceos fueron constantes en todo el período de muestreo al igual que en otros ríos contaminados (Descy 1987).

Los valores de diversidad de Shannon y Weaver (S. y W.) así como los estimados de equitatividad, riqueza específica y la diversi-

dad según el índice de Wilhm y Dorris (W. y D.) se estimaron para ambos períodos del ciclo hidrológico (Cuadro 2).

El índice de S. y W. otorgó a ambos subsistemas de ríos un carácter de contaminación intermedia, y no detectó las diferencias de escalas en el gradiente temporal-espacial de contaminación, aunque las cargas orgánicas hayan sido significativamente mayores en los tramos medios (estación II° de ambos ríos). Los habitats menos contaminados presentaron las comunidades de algas más ricas en especies, con una tendencia a una mayor equitatividad (valores que tienden a 1) en relación a los sitios contaminados donde se dio que la distribución de los individuos entre las diferentes especies sea más heterogénea (valores tienden a 0), dado que pocas especies dominantes concentraron muchos individuos.

Por su parte, el índice de W. y D. mostró ser ligeramente más sensible que el anterior, dado que discriminó el mayor deterioro durante el estiaje en el río Rosario, pero siguió sin diferenciar con precisión el nivel de cargas en los distintos sitios. Ambos coincidieron en destacar no obstante, la pérdida de calidad del agua durante el estiaje, como consecuencia de la reducción de los caudales.

Los índices de saprobiedad aplicados se detallan en el cuadro 3. El Índice de Kothé, que se basa en la pérdida de especies comunes aguas abajo en función de un sitio de referencia,

CUADRO 2

Atributos ecológicos de las comunidades de algas discriminados por períodos del ciclo hidrológico en ambos cursos lóticos

TABLE 2

Ecological attributes of algal communities discriminates for both hydrological periods and lotic courses

Lugar		S. y W.		Equitatividad		Riqueza esp.		W. y D.	
		Est.	Crec.	Est.	Crec.	Est.	Crec.	Est.	Crec.
Rosario	I°	2.9	2.4	0.6	0.8	28	22	1.1	1.2
	II°	1.7	1.8	0.5	0.6	16	12	0.5	1.1
	III°	2.0	2.7	0.7	0.8	24	20	0.9	1.2
Arias	I°	2.6	2.8	0.7	0.8	41	39	1.5	1.6
	II°	2.1	2.2	0.5	0.7	26	24	1.0	1.4
	III°	2.4	2.6	0.8	0.9	37	38	1.2	1.5

CUADRO 3

Indices de saprobiedad aplicados a las diversas estaciones de muestreo de los ríos Rosario y Arias-Arenales (Alta Cuenca del Juramento) en ambos períodos del ciclo hidrológico

TABLE 3

Saprobity index for various stations of sample in Rosario and Arias-Arenales rivers (Upper Juramento river basin) for both hydrological periods

Lugar		Kothé		P. y B.		DAIpo Index	
		Est.	Crec.	Est.	Crec.	Est.	Crec.
Rosario	I°	*	*	3.1	3.0	48	40
	II°	43	50	3.7	3.6	0.3	0.7
	III°	14	9	3.2	3.1	5.0	4.1
Arias	I°	*	*	2.6	2.7	46	45
	II°	37	38	3.7	3.5	11	10
	III°	10	3	3.9	2.7	38	35

(*) valor de referencia

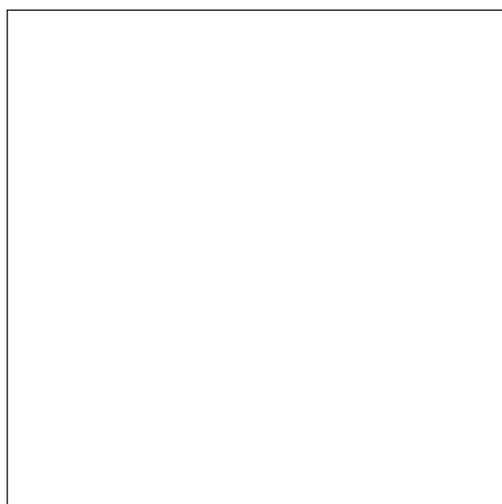


Fig. 3. Análisis de componentes principales de los diferentes sitios de muestreo en base a la abundancia de las especies de diatomeas en ambos períodos del ciclo hidrológico.

Fig.3. Principal component analysis of selected sites based on diatom species abundances for both hydrological periods.

indicó el mayor déficit de especies (43 y 50%) para el tramo de mayor descarga del río Rosario, seguido del sitio II° del Arias-Arenales (37 y 38%), con una conveniente recuperación del número de especies en la estación III° de ambos ríos.

El Índice de P. y B. por su parte, otorgó un grado de polisaprobiedad para ambos sitios de mayor carga orgánica, y uniformó la condición de las estaciones restantes, tanto situadas aguas arriba como aguas abajo de la descarga bajo una situación de α -mesosaprobiedad. Por último el DAIpo Index, que cuantifica los cambios en las frecuencias relativas de los grupos de especies saproxenas y saprofilas, estima que la descarga en el Rosario preserva una situación de polisaprobiedad para ambas estaciones II° y III° del río, y que sólo el Arias-Arenales recupera su condición de β -mesosaprobiedad aguas abajo de la descarga, similar al estado aguas arriba del vertido.

En el análisis de componentes principales se obtuvieron grupos de especies características de cada sitio en ambos períodos del ciclo hidrológico, y se estableció la distribución temporal-espacial de sitios en función de los grupos dominantes de especies indicadoras (Fig. 3). Ambos ejes contribuyen a explicar el 42.38% de la varianza acumulada, el primero dió cuenta del 22.09% en tanto que el segundo del 20.29%. La discriminación de sitios en el primer eje se realizó en función de ambos períodos del ciclo hidrológico, ubicándose los sitios del estiaje hacia la derecha en la parte positiva del primer componente, a excepción de la estación I° del río Arias durante las crecidas,

dado que se trata de un ambiente que conserva un caudal escaso aún en dicho período. El segundo componente separó los sitios en función del grado de contaminación, ya que hacia la parte superior se ubicaron todas las estaciones de muestreo que reciben la mayor descarga de efluentes, tanto del Rosario como del Arias. Las estaciones de muestreo antes (I°) y después (III°) de la mayor descarga de contaminantes se sitúan hacia la parte inferior del segundo eje.

Las algas que contribuyeron con mayor fuerza a dicha distribución en ambos ejes, se detallan en el cuadro 4. Las algas listadas en el I° eje son características de niveles intermedios de saprobiedad (oligomeso a β -mesosaprobiedad) (Cox 1996). Requieren moderadas concentraciones de oxígeno (cercanas al 50% de saturación) para su supervivencia, y pueden tolerar elevadas aunque esporádicas concentraciones de nitrógeno orgánico. En cambio las algas que aportaron mayor explicación a la distribución de sitios en la parte positiva del segundo componente, son afines a ambientes muy ricos en carga orgánica y pobres en oxígeno e indican un nivel de saprobiedad de α -meso a polisaprobio (Van Dam *et al.* (1994). El listado del total de las 49 especies seleccionadas para el análisis se detallan en el cuadro 5.

El análisis simultáneo de todas las variables, -en este caso las especies de algas-, permitió tanto el agrupamiento de sitios con nive-

les similares de contaminación como la distinción de las especies que contribuyeron mejor a caracterizar a dichos ambientes.

DISCUSIÓN

La representación de los grupos algales en ambos ríos de la región subtropical semiárida de Sudamérica, fue comparable a ríos tropicales del Africa (Illtis 1982). La amplia dominancia de las diatomeas en el potamoplancton, entre 33 y 94%, se debió a la condición de turbulencia y falta de transparencia, por el transporte en masa gravitacional de los sedimentos, en estos ríos de montaña durante la mayor parte del año.

Los valores de diversidad alcanzados fueron comparables a ríos de otras latitudes y de mayor caudal promedio (Rojo *et al.* 1994). La diversidad suele estar muy influenciada por los disturbios episódicos que ocurren en los ambientes lóticos, tales como las crecidas y la mezcla vertical turbulenta del plancton (Margalef 1997). Otros factores pueden también producir efectos sobre la diversidad, tales como la diferencia de productividad entre sistemas lóticos, así como el hecho de que dichos índices varían de modo no lineal con el tamaño de las unidades muestrales y la extensión del área de estudio considerada (He *et al.* 1994, Dufrêne y Legendre 1997). Los altos valores de diversidad

CUADRO 4

Especies de algas que contribuyen en mayor grado a explicar la distribución de los sitios de muestreo en ambos componentes principales

TABLE 4

Algal species which contribute to the site distribution on principal components

Especie	I° Componente	Especie	II ° Componente
<i>Closterium moniliferum</i>	0.909553	<i>Oscillatoria limosa</i>	0.858809
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.870455	<i>Oscillatoria tenuis</i>	0.848616
<i>Pinnularia microstaurum</i>	0.840678	<i>Nitzschia palea</i>	0.781250
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0.753911	<i>Carteria conochili</i>	0.733116
<i>Pleurosira laevis</i>	0.712229	<i>Nitzschia linearis</i>	0.662952
<i>Navicula pupula</i>	0.673435	<i>Phacus curvicauda</i>	0.642195
<i>Cocconeis placentula</i>	0.579948	<i>Navicula minima</i>	0.639875
<i>Nitzschia amphibia</i>	0.538434	<i>Navicula arvensis</i>	0.613566

CUADRO 5

Lista de especies dominantes de algas planctónicas encontradas en los ríos Arias-Arenales y Rosario de la Alta Cuenca del Juramento (Salta, Argentina)

TABLE 5

List of algal species found in the Arias-Arenales and Rosario rivers of the Upper Basin of Juramento (Salta, Argentine)

Bacillariophyceae	<i>Closterium moniliferum</i> Klebs.
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.)Kom.-Legn.
<i>Cyclotella menghiniana</i> Kütz.	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nag.) Kom.-Legn.
<i>Cyclotella stelligera</i> (Cl. Grun.) Heurek.	<i>Monoraphidium fontinale</i> Hind.
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.)W.Sm.	<i>Monoraphidium irregulare</i> G.M.Smith
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
<i>Diatoma vulgare</i> Bory.	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lag.)Chod.
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hag.)Chod.
<i>Melosira varians</i> Ag.	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chod.
<i>Navicula atomus</i> (Kütz.)Grun.	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chod.
<i>Navicula arvensis</i> Hustedt.	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	Cryptophyceae
<i>Navicula cryptocephala</i> Kutz.	<i>Chroomonas</i> sp. Hansg.
<i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch.)Sm.	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.
<i>Navicula minuscula</i> Grun.	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja
<i>Navicula schroeterii</i> A.Meiat.	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	Euglenophyceae
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grun.	<i>Euglena</i> sp.
<i>Nitzschia linearis</i> (Ag.)W.Sm.	<i>Euglena viridis</i> Ehr.
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.)W.Sm.	<i>Phacus curvicauda</i> Swirengo
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehr.)W.Sm.	
<i>Pinnularia microstaurum</i> (Ehr.) Cleve	Cyanophyceae
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehr.) Comp.	<i>Lyngbya limnetica</i> Lemm.
<i>Synedra ulna</i> (Nitzs.) Ehr.	<i>Nodularia spumigena</i> Mertens
	<i>Oscillatoria boryana</i> Bory.
	<i>Oscillatoria limosa</i> Kütz.
	<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.
	<i>Pseudoanabaena catenata</i> Ag.
Chlorophyceae	
<i>Carteria conochili</i> Bréb.	
<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow.	

alcanzados en un determinado sitio no aseguran necesariamente un alto valor ecológico del ambiente (Dunn 1994).

Los índices de saprobiedad tienen un carácter semicuantitativo, donde entran en consideración la abundancia o frecuencia relativa de las especies y un juicio de valoración acerca de su condición bioindicadora. Sus restricciones, residen tanto en la interpretación de los requerimientos ecológicos de las especies presentes, como en el grado de respuesta fisiológica y límites de tolerancia que se les adjudica, los que deben ser comprobados a escala local y regional, para estandarizar su comportamiento específico bajo las condiciones ambientales dominantes.

Si bien, explican de manera resumida el impacto biológico que ha tenido la contaminación en cada sitio, también es cierto que reducen la cantidad de información a una suposición simplificada que a menudo tiende a reemplazar el análisis más meduloso del mismo conjunto de datos disponibles.

Los tres tipos de índices bióticos aplicados por el mismo operador para caracterizar los niveles de contaminación de dos ríos del noroeste argentino, tuvieron diferente grado de adecuación:

- Los índices de diversidad proporcionaron sólo una aproximación general en la

descripción ambiental, y los valores de riqueza específica de cada tramo, dieron una información similar, sin requerir tanta manipulación de datos.

- b) Los índices de saprobiedad basados en diatomeas no coincidieron ni en la determinación de los niveles intermedios de contaminación ni en los niveles de máxima saprobiedad, dado que uno utiliza la frecuencia de los taxos y el otro su abundancia; además de considerar el valor indicador relativo de cada especie. En el segundo índice se refleja mejor la participación de las especies no dominantes que fueron constantes en cada condición ambiental particular.
- c) La aplicación del análisis de componentes principales utilizando algas de diferentes grupos taxonómicos, facilitó la mejor diferenciación temporal-espacial de los sitios de marcada contaminación del resto, y al adjudicar un peso diferencial a las especies utilizadas en el análisis, favorece su posterior empleo en un programa de monitoreo. En otros términos, este análisis es más flexible y menos taxativo en la determinación de categorías, dado que incorpora las gradaciones del espacio-tiempo en una representación espacial.

El uso de los índices bióticos permite describir las diferentes situaciones ambientales, aunque no sea posible obtener valoraciones absolutas a partir de los mismos datos biológicos, y su aplicabilidad está supeditada a un ajuste regional.

RESUMEN

Se estudiaron dos cursos lóticos de la región subtropical semiárida del noroeste argentino, los ríos Arias-Arenales y Rosario de la Alta Cuenca del río Juramento (provincia de Salta), pertenecientes al Sistema del Plata que desagua en el océano Atlántico, durante el período comprendido entre marzo de 1997 y marzo de 1998. La región se caracteriza por presentar un sostenido crecimiento económico y una de las más altas tasas de crecimiento poblacional del país (4% anual). El objetivo del trabajo fue evaluar el gradiente espacial de contaminación orgánica de

ambos ríos, en función del régimen hidrológico caracterizado por un prolongado estiaje de mayo a octubre y un período de crecidas el resto del año. Se aplicaron tres grupos de índices bióticos basados en microalgas del plancton para la caracterización de la contaminación, y se comparó el valor relativo de cada índice empleado en el biomonitoreo. Los índices de diversidad (Shannon-Weaver, Whilm y Dorris) fueron menos sensibles para detectar las situaciones de contaminación moderada. Los índices de saprobiedad (Pantle y Buck, Diatom Assemblage Index de Watanabe *et al.*) permitieron diferenciar los niveles intermedios de carga orgánica aunque no coincidieron en la caracterización del mayor valor de saprobiedad alcanzado por los sistemas lóticos estudiados. El segundo índice pudo discriminar con mayor precisión el tramo más deteriorado del río Rosario, otorgándole el carácter de polisaprobio extremo (0.3-0.7). Las descargas en el tramo más contaminado del río Arias-Arenales le otorgaron un valor saprobico entre 10 y 11 en estiaje y crecidas, respectivamente. Si bien ambos índices de saprobiedad se basan en el mismo valor indicador de las especies consideradas, difieren en el hecho de que el primero utiliza la abundancia relativa de las especies, y el segundo por considerar su frecuencia relativa refleja mejor la participación de aquellas especies no dominantes que fueron constantes en cada condición ambiental particular. El análisis de componentes principales permitió la representación de los patrones temporales-espaciales de contaminación y la obtención de cada uno de los grupos indicadores representativos por estación de muestreo y período del ciclo hidrológico.

REFERENCIAS

- Anónimo. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. APHA, AWWA y WPCF. Díaz de Santos (ed.). Madrid, España.
- Carr, J.M., G.L. Hergenrader, N.H. Troelstrup. 1986. A simple, inexpensive method for cleaning diatoms. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 105: 152-157.
- Claps, M.C. 1996. Structure and dynamics of epipellic algae from a plain river (Samborombón river, Argentina). *Arch. Hydrobiol.* 137: 221-263.
- Cox, E.J. 1996. Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman and Hall, London. 158 p.
- Descy, J.P. 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol.* 78: 225-245.
- Descy, J.P. & M. Coste. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. UNECD-NAMUR, CEMAGREF Bordeaux CEE-B. 112 p.

- Dufréne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Dunn, Ch. 1994. Gaps in GAP. *Plan Sci. Bull.* 40: 120-121.
- de Wolf, H. 1982. Method of coding of ecological data from diatoms for computer utilization. *Geol. Survey Netherland*: 95-108.
- Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Wat. Res.* 32: 2029-2034.
- He, F., P. Legendre, C. Bellehumeur & J.V. LaFrankie. 1994. Diversity pattern and spatial scale: A study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environ. Ecol. Statist.* 1: 265-286.
- Huber-Pestalozzi, G. 1955. Euglenophyceen, p. 606-642. *In* G. Huber-Pestalozzi (ed.). *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*, 4. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung.
- Huber-Pestalozzi, G. 1961. Chlorophyceae, p. 250-744. *In* G. Huber-Pestalozzi (ed.). *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie* 5. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung.
- Illtis, A. 1982. Peuplements algaux des rivières de Cote d'Ivoire. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 15: 231-239.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1986-1991. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. G. Fischer, Stuttgart.
- Komarek, J. & B. Fott. 1983. Chlorophyceae, Chlorococcales, p. 560-890. *In* G. Huber-Pestalozzi (ed.). *Das Phytoplankton des Süßwassers. Die binnengewässer* 16. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung.
- Legendre, L. & P. Legendre. 1979. *Ecologie numérique 2: La structure des données écologiques*. Masson, Paris. 254 p.
- Liebmann, H. 1962. *Handbook of the biology of freshwater and wastewater*. R. Oldenbourg, München. 236 p.
- Lobo, E.A., V.L. Callegaro, M.A. Oliveira, S.E. Salomoni, S. Schuler & K. Asai. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Sér. Bot. Porto Alegre* 47: 45-72.
- Margalef, R. 1997. Diversity and biodiversity. Oldendorf/Luhe, Germany. *Excellence in Ecology*. 10: 106-134.
- Pantle, R. & H. Buck. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas. Wasserfach* 96: 604.
- Rojó, C., M. Alvarez Cobelas & M. Arauzo. 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- Sabater, S., F. Sabater & X. Tomas. 1987. Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain). *Wat. Res.* 20: 901-911.
- Salusso, M.M. 1998. Estudio de la calidad del agua de dos subsistemas de ríos de la provincia de Salta (Argentina). Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Litoral Santa Fe, Argentina.
- Schwoerbel, J. 1975. *Métodos de Hidrobiología*. H. Blume, Madrid. 262 p.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1963. The mathematical theory of communication. *Univ. Illinois, Urbana*. 117 p.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen-Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 9: 1-38.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 28: 117-133.
- Watanabe, T., K. Asai & A. Houki. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters, p. 251-281. *In* Cheremisinoff (ed.). *Encyclopedia of environmental control technology, hazardous waste containment and treatment*. Hooston, Gulf Pvlid.
- Wilhm, J.L. & T.C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 18: 477-481.
- Whitton, B.A. 1991. Aims of monitoring, p. 5-8. *In* B.A. Whitton, E. Rott & G. Friedrich (eds.). *Use of algae for monitoring rivers*. Innsbruck.
- Whitton, B.A. & M.G. Kelly. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Austr. J. Ecol.* 20: 45-56.