

Composición y estructura de la ictiofauna del Río Ceballos-Saldán (Córdoba, Argentina)

Romina Juncos, María de los Ángeles Bistoni & Ingrid Zito Freyer

Cátedra de Diversidad Animal II. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 299, 5000 Córdoba, Argentina. (mbistoni@com.uncor.edu)

ABSTRACT. Composition and structure of the ichthyofauna of the Ceballos-Saldán River (Córdoba, Argentina). Rivers show a longitudinal gradient from upstream to downstream, with consecutive changes in environmental characteristics and community composition. The main goal of this study was to describe the longitudinal variations in the characteristics of the fish fauna of Ceballos-Saldán River. Fish collection was performed at five sites along the river, before and after the main cities. Fish assemblages were described by specific composition, fish abundance, richness, diversity and dominance. These assemblage attributes were estimated for each sampling site. Species/abundance models were applied to each fish assemblage along the river. A total of 1,914 individuals were collected in Ceballos-Saldán River, which correspond to 17 species. Eleven of them were cited for the first time in the basin. The most abundant order was the Siluriformes. The most abundant species was *Hypostomus cordovae* (Günther, 1880). The only community attribute that significantly changed along Ceballos-Saldán River was total abundance, which presented its minimum value before Río Ceballos city. Three different species abundance models, along the river, described fish assemblages.

KEYWORDS. Fish assemblages, freshwater, species diversity, river.

RESUMEN. Los ríos presentan un gradiente longitudinal desde su nacimiento hasta su desembocadura, con los consiguientes cambios en sus características ambientales y en la composición específica. El objetivo de este trabajo fue describir esa variación longitudinal en las características de la fauna de peces del Río Ceballos-Saldán. Los muestreos se realizaron en cinco puntos, ubicados antes y después de las ciudades más importantes, durante un año. Los ensambles de peces fueron descritos a través de la composición específica, abundancia, riqueza, diversidad y dominancia, atributos que fueron estimados para cada localidad de muestreo. Se aplicaron diferentes modelos especie/abundancia a cada ensamble de peces a lo largo del curso. Se capturaron 1.914 individuos pertenecientes a 17 especies. Once corresponden a primeras citas para este río. El orden más representativo fue el de los Siluriformes y la especie más abundante fue *Hypostomus cordovae* (Günther, 1880). La abundancia total fue el único atributo que varió significativamente a lo largo del curso, siendo menor antes de la ciudad de Río Ceballos. Los ensambles de peces fueron significativamente descritos por tres modelos diferentes de abundancia poblacional, a lo largo del río.

PALABRAS-CLAVE. Ensamble de peces, río, diversidad de especies.

Los cambios en la estructura de las comunidades de peces a lo largo de un río se producen siguiendo un gradiente longitudinal desde su nacimiento hasta su desembocadura, observándose un aumento de la riqueza de las especies a medida que se desciende en el río (OBERDORFF & PORCHER, 1992; OBERDORFF *et al.*, 1993; ARAÚJO, 1995). Por otra parte, GORMAN & KARR (1978) señalan que la complejidad de las comunidades de peces y su diversidad se incrementan con la complejidad de la estructura del hábitat. Dentro de un curso el gradiente de condiciones a lo largo del mismo, constituye un filtro que segrega efectivamente diversas comunidades de peces, por lo tanto, los diferentes tramos del mismo pueden ser caracterizados de acuerdo a los peces presentes en él (ANGERMEIER & KARR, 1984; HUGHES & GAMMON, 1987). Sin embargo, existen pocos modelos conceptuales que expliquen la estructura y función de las asociaciones ícticas de ríos (VANNOTE *et al.*, 1980), modelos que deben ser adaptados a las distintas regiones (STATZNER & HIGLER, 1985).

Numerosos estudios indican que existe además una correlación marcada entre las características químicas del agua y las comunidades bióticas relacionadas a ellos (MENNI *et al.*, 1996; SMITH *et al.*, 1997; BISTONI *et al.*, 1999). Por consiguiente, cuando un sistema acuático está contaminado, se producen transformaciones del medio

que lo tornan inapropiado para el desarrollo normal de las poblaciones acuáticas, alterando la composición faunística y florística de dicho sistema (BRANCO, 1984). La contaminación se caracteriza por ser un proceso altamente selectivo, cuyo efecto específico consiste en eliminar las especies sensibles al agente contaminante y permitir la supervivencia de las más resistentes. El resultado final es una simplificación de las comunidades, generando menor riqueza y un aumento del número de individuos en las poblaciones que han tenido más capacidad para tolerar las nuevas condiciones (EVERHART & YOUNGS, 1981; KARR *et al.*, 1986).

Estudios realizados sobre la calidad del río Suquia (BISTONI *et al.*, 1999; PESCE & WUNDERLIN, 2000; HUED, 2005) ponen de manifiesto la necesidad de diagnosticar la situación de los cursos de agua que atraviesan ciudades, a fin de aplicar pautas de manejo adecuadas para prevenir el deterioro de los mismos. Por este motivo, es necesario conocer en detalle la composición y funcionamiento de las comunidades biológicas inmersas en el sistema.

El río Ceballos-Saldán atraviesa en su recorrido diversas ciudades que se han transformado en centros turísticos cada vez más importantes. El área no cuenta con un sistema eficiente de captación de aguas servidas ni tratamiento de las mismas. Esta contaminación

domiciliaria, sumada a la presencia de pequeñas y medianas empresas, podrían incidir negativamente en la calidad del agua y por consiguiente modificar la composición de las comunidades bióticas del río.

En lo que respecta a la fauna íctica, no se han realizado relevamientos sistemáticos en esta cuenca, para la cual sólo hay citas aisladas de algunas especies en las localidades de Río Ceballos, Cabana y Saldán (HARO & BISTONI, 1996). Por lo tanto, el objetivo de este estudio es realizar un primer relevamiento sistemático de la ictiofauna del río Ceballos-Saldán, que aporte datos sobre la composición específica y diversidad de las comunidades ícticas de dicha cuenca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El río Ceballos-Saldán, perteneciente a la cuenca del río Suquía (Departamento Colón, Córdoba, Argentina), nace en el dique de origen artificial La Quebrada, y es el encargado de drenar la pendiente oriental de la Sierra Chica (VÁZQUEZ *et al.*, 1979).

Con dirección norte-sur, recorre aproximadamente 23 Km atravesando las ciudades de Río Ceballos, Unquillo, Mendiola, Villa Allende y Saldán, hasta desembocar en el río Suquía (Fig. 1).

El clima es Subhúmedo meso-termal con veranos cálidos y húmedos e inviernos fríos y secos, con temperatura media anual de 13°C y máxima de alrededor de 24°C (CAPITANELLI, 1979). El régimen de precipitaciones es continental monzónico con media anual de 950 mm, según datos provistos por la Cooperativa de Obras y Servicios de Río Ceballos.

La vegetación corresponde al Distrito Serrano de la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (LUTI *et al.*, 1979).

El caudal del río registrado por el Centro de la Región Semiárida (CRSA) durante el período de muestreo (Abril 2003 - Marzo 2004), varió de 0,33 m³.s⁻¹ en la estación seca a 0,1 m³.s⁻¹ en la estación húmeda, poniendo de manifiesto una atípica temporada de predominante sequía, en donde las épocas hidrológicas se invirtieron con respecto a los años normales (Alejandra Bustamante, com. pers.).

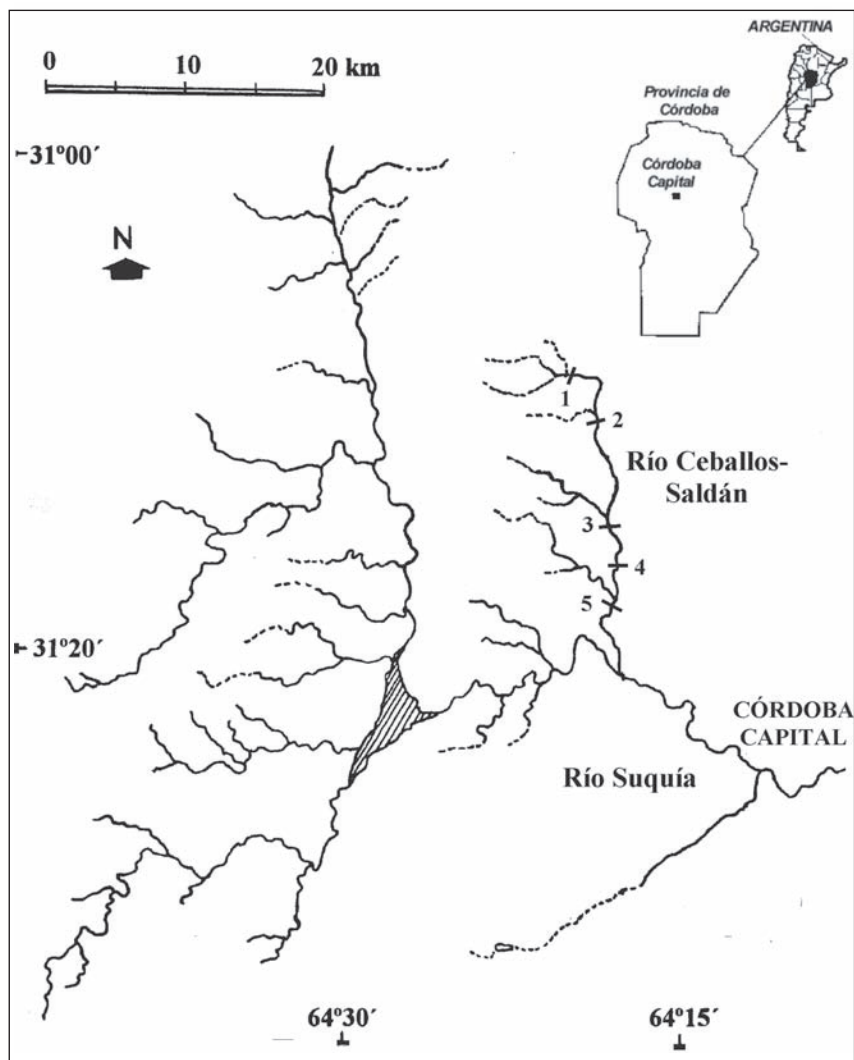


Fig. 1. Localización geográfica del área de estudio y sitios de muestreo sobre el río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (1, antes de Río Ceballos; 2, después de Río Ceballos; 3, después de Unquillo; 4, antes de Villa Allende; 5, después de Villa Allende).

A partir de un reconocimiento previo del río Ceballos-Saldán se determinaron cinco puntos de muestreo, antes y después de las ciudades más importantes, a saber: 1- antes de la localidad de Río Ceballos, 2- después de la localidad de Río Ceballos, 3- después de la localidad de Unquillo, 4- antes de la localidad de Villa Allende, y 5- después de la localidad de Villa Allende (Fig. 1).

Cada sitio fue muestreado cuatro veces durante la estación seca (Abril-Septiembre) y otras cuatro durante la estación húmeda (Octubre-Marzo), con una frecuencia aproximadamente bimensual.

Para la captura de los peces se utilizó un equipo de pesca eléctrica, con motor y un transformador que opera en un rango de 50 a 700 voltios. Este método es el más apropiado para cursos que poseen aguas cristalinas, vegetación ribereña y fondo rocoso, siendo el menos selectivo ya que atrae a todas las especies independientemente de sus hábitos y tamaños (SEEGERT, 2000). Los individuos fueron contados e identificados en campaña. Finalizado cada muestreo los peces fueron devueltos al río. Para la clasificación sistemática de las especies se siguió la clasificación propuesta por LÓPEZ *et al.* (2003), actualizada por MENNI (2004). Se recolectó una submuestra de cada especie, la cual se encuentra depositada en la Cátedra de Diversidad Animal II de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

La abundancia de cada especie fue expresada como el número de individuos del área relevada, la cual se mantuvo constante en cada muestreo ($X=300\text{ m}^2$) (LANGFORD & HAWKINS, 1997).

En cada sitio se determinó la riqueza de especies (entendida como el número de especies en cada lugar), el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de dominancia de Berger-Parker (WASHINGTON, 1984; MAGURRAN, 1988).

De acuerdo a la frecuencia de aparición de cada especie en los sitios de muestreo, éstas fueron clasificadas conforme el criterio propuesto por ALMIRÓN *et al.* (2000), en “permanentes” si se encontraron en un porcentaje mayor o igual al 70% de las muestras; “semipermanentes” si aparecieron en el 30 al 70% de las mismas; y “ocasionales” si fueron encontradas en porcentajes inferiores al 30%.

Para los análisis estadísticos basados en la abundancia de las especies se consideraron aquellas que superaron el 1% de la abundancia total.

Para conocer si los distintos atributos utilizados para describir a las comunidades de peces se diferenciaron entre las estaciones hidrológicas (caudales bajos versus caudales altos) y entre los sitios de muestreo se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Se consideró un nivel de significación del 5%. Este test fue seleccionado por la falta de normalidad de los datos, evidenciada a través del Índice de Shapiro-Wilks.

Para establecer el modelo de distribución de abundancia de especies que mejor se ajusta a cada comunidad, se utilizó la metodología propuesta por MAGURRAN (1988).

Se realizó un análisis exploratorio de los datos a fin de distinguir patrones en la distribución de los muestreos

según la abundancia de las especies, utilizando el Análisis de Componentes Principales (ACP).

RESULTADOS

En el área de estudio se capturaron 1.914 individuos distribuidos en 17 especies, 11 familias y 6 órdenes. De las especies registradas, 11 correspondieron a primeras citas para el río Ceballos-Saldán (Tab. I).

El orden más abundante del río fue el de los Siluriformes, seguido por los órdenes Cyprinodontiformes y Characiformes, aunque estos con porcentajes notablemente inferiores. Los Siluriformes además, registraron el mayor número de especies, mientras que los órdenes Perciformes, Atheriniformes y Synbranchiformes (con una especie cada uno) apenas reunieron entre los tres el 0,26% de la abundancia total (Tab. I).

Al considerar la abundancia de cada orden en los distintos sitios de muestreo, se observó que los Siluriformes predominaron a partir del segundo tramo del río, ubicado después de la localidad de Río Ceballos, ya que el sitio 1 se caracterizó por la mayor abundancia de los pequeños Cyprinodontiformes (Fig. 2). Estos también se destacaron en el sitio 2 por su porcentaje de abundancia elevado.

Los atributos de la comunidad no presentaron diferencias significativas entre las estaciones hidrológicas (Tab. II). Por consiguiente, para los análisis subsiguientes se tomaron los datos de manera conjunta, descartando la influencia del caudal del río.

De las especies registradas a lo largo del curso, la vieja del agua *Hypostomus cordovae* (Günther, 1880) presentó el mayor porcentaje de abundancia total. También se registraron con porcentajes elevados *Trichomycterus corduvense* (Weyenbergh, 1877), *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) y *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (Tab. I). Si bien la contribución de *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) y *Gambusia affinis* (Baird & Girard, 1859) al porcentaje de abundancia total no fue importante (1,88% y 1,31%, respectivamente), ambas especies fueron dominantes en la primera estación de muestreo, junto con *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824). En los sitios 2, 4 y 5 predominó *H. cordovae*, aunque en los tramos anterior y posterior a Villa Allende (sitios 4 y 5) esta dominancia fue compartida con *T. corduvense*. Este bagre fue registrado desde la tercera localidad de muestreo, en donde fue la especie más abundante. Cabe destacar que, si bien *C. paleatus* estuvo presente en todos los sitios, fue en esta sección del curso donde alcanzó su máxima abundancia.

Los valores de riqueza específica, diversidad y dominancia para cada área de muestreo se exponen en la Tabla I. Según los resultados arrojados por el análisis de Kruskal-Wallis, dichos parámetros no mostraron diferencias significativas lo largo del curso (Tab. III). Sin embargo, la abundancia total varió significativamente, observándose la máxima abundancia en el sitio 2 y la mínima en el 1 (Tab. I).

En la Figura 3 se muestra la distribución de la abundancia de las especies para cada sitio de muestreo, y los modelos de abundancia que mejor se ajustan a los patrones observados. El sitio 1 se aproximó a un modelo

de distribución “serie geométrica”, en el cual se observaron pocas especies dominantes y las restantes con bajos valores de abundancia. En los sitios 2, 4 y 5 el modelo que mejor se ajustó fue el “serie logarítmica”, en donde las especies con abundancias intermedias se volvieron más comunes que en el caso anterior. En el sitio 3 la mejor aproximación estuvo dada por el modelo

“rama quebrada”, en donde la dominancia fue baja y las abundancias se distribuyeron más equitativamente entre las especies.

Teniendo en cuenta la frecuencia de aparición de las especies (Tab. IV), se observó que *C. paleatus*, *H. cordovae*, *Rineloricaria catamarcensis* (Berg, 1895) y *T. corduvense* fueron permanentes en la mayor parte del

Tabla I. Abundancia total de las especies ícticas en cada sitio de muestreo y porcentaje de abundancia total para el Río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (1, antes de Río Ceballos; 2, después de Río Ceballos; 3, después de Unquillo; 4, antes de Villa Allende; 5, después de Villa Allende) (*Primeras citas para el río estudiado).

Especies	Porcentaje de Abundancia (%) Sitios de Muestreo					Porcentaje Abundancia Total (%)
	1	2	3	4	5	
CHARACIFORMES						11,23
Characidae						
<i>Oligosarcus jenynsii</i> * (Günther, 1864)	2,48	0,47	0,00	0,00	0,00	0,31
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	4,96	15,71	12,84	3,56	1,45	8,93
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	3,31	0,47	0,00	0,00	0,29	0,42
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,37
Parodontidae						
<i>Parodon nasus</i> * Kner, 1859	0,00	0,00	1,83	2,31	1,74	1,20
CYPRINODONTIFORMES						15,83
Anablepidae						
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	5,79	29,39	7,34	1,47	4,35	12,64
Poeciliidae						
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> * (Jenyns, 1842)	29,75	0,00	0,00	0,00	0,00	1,88
<i>Gambusia affinis</i> * (Baird & Girard, 1859)	20,66	0,00	0,00	0,00	0,00	1,31
SILURIFORMES						72,68
Callichthyidae						
<i>Corydoras paleatus</i> * (Jenyns, 1842)	5,79	3,73	25,69	12,58	14,20	11,70
Loricariidae						
<i>Hypostomus cordovae</i> * (Günther, 1880)	0,00	42,15	16,21	32,70	36,23	31,61
<i>Rineloricaria catamarcensis</i> * (Berg, 1895)	0,00	2,64	6,42	13,63	5,80	6,43
Trichomycteridae						
<i>Trichomycterus corduvense</i> (Weyenbergh, 1877)	0,00	0,00	28,75	31,03	32,46	18,50
Heptapteridae						
<i>Pimelodella laticeps</i> * Eigenmann, 1917	0,00	3,58	0,92	2,52	3,48	2,61
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	25,62	0,62	0,00	0,00	0,00	1,83
PERCIFORMES						0,16
Cichlidae						
<i>Cichlasoma facetum</i> * (Jenyns, 1842)	0,83	0,16	0,00	0,21	0,00	0,16
ATHERINIFORMES						0,05
Atherinidae						
<i>Odontesthes bonariensis</i> * (Valenciennes, 1835)	0,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
SYNBRANCHIFORMES						0,05
Synbranchidae						
<i>Synbranchus marmoratus</i> * Bloch, 1795	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,05
Abundancia Total por sitio	121,00	643,00	327,00	477,00	345,00	
Riqueza	10,00	12,00	8,00	9,00	9,00	
Diversidad	0,96	1,33	1,41	1,33	1,35	
Dominancia	0,56	0,49	0,47	0,43	0,42	

Tabla II. Prueba de Kruskal-Wallis de los atributos de la comunidad de peces del Río Ceballos-Saldán, Argentina, entre las estaciones hidrológicas, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 ($p < 0,05$).

Atributos	H	p
Abundancia Total	0,87	0,3502
Riqueza específica	3,30	0,0635
Diversidad	3,12	0,0773
Dominancia	2,05	0,1517

Tabla III. Prueba de Kruskal-Wallis de los atributos de la comunidad de peces del Río Ceballos-Saldán, Argentina, entre los sitios de muestreo, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 ($p < 0,05$).

Atributos	H	p
Abundancia Total	17,80	0,0013
Riqueza específica	5,19	0,2470
Diversidad	2,98	0,5614
Dominancia	1,46	0,8330

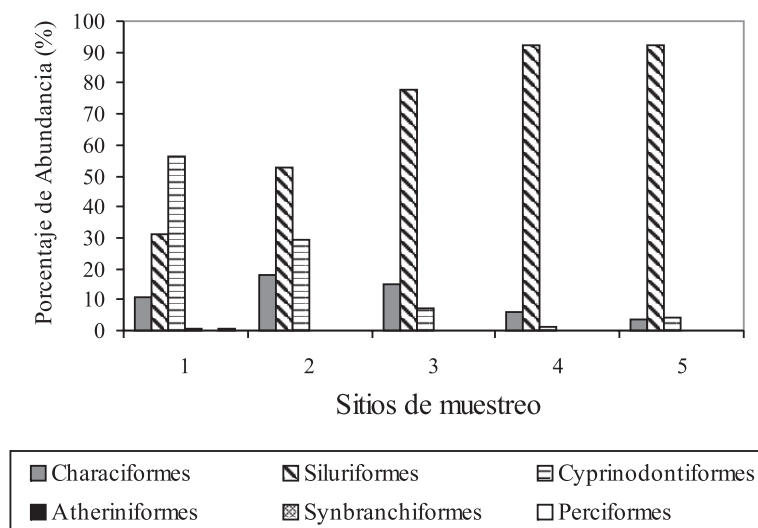


Fig. 2. Porcentaje de abundancia de los órdenes presentes en los distintos sitios de muestreo del río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (1, antes de Río Ceballos; 2, después de Río Ceballos; 3, después de Unquillo; 4, antes de Villa Allende; 5, después de Villa Allende).

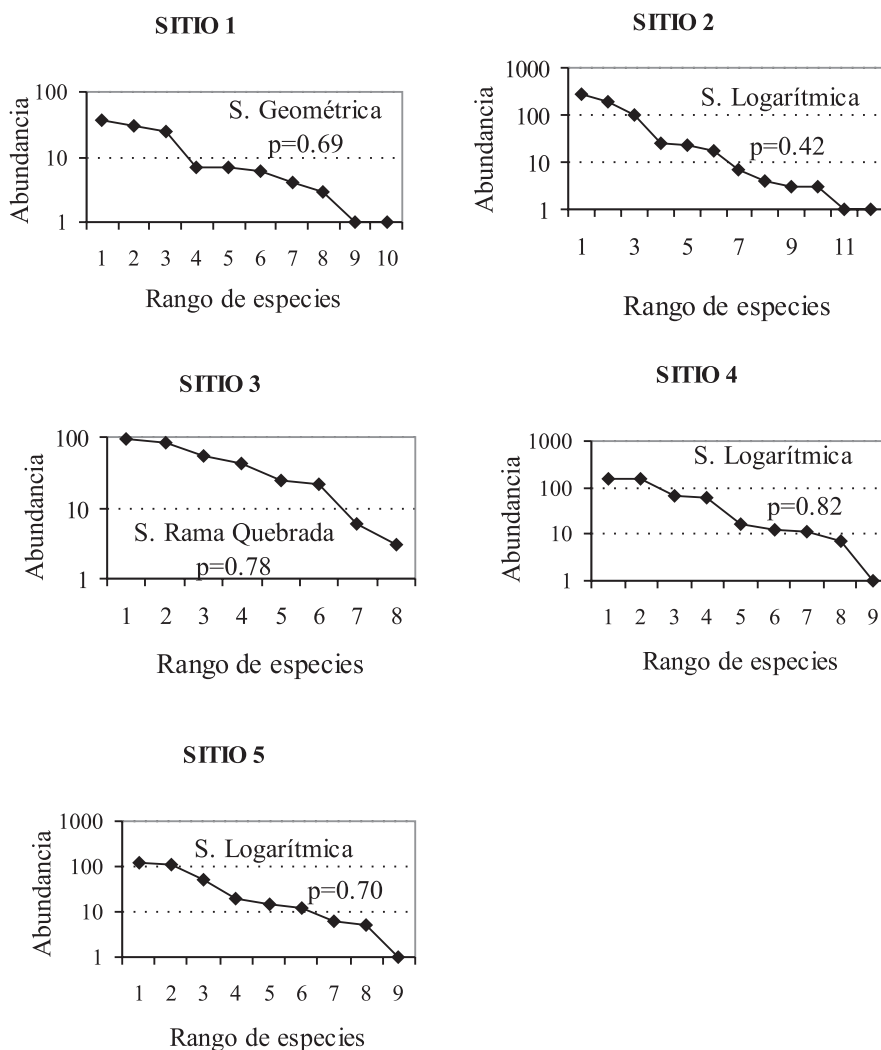


Fig. 3. Curvas rango-abundancia para los distintos sitios de muestreo del río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (SITIO 1, antes de Río Ceballos; SITIO 2, después de Río Ceballos; SITIO 3, después de Unquillo; SITIO 4, antes de Villa Allende; SITIO 5, después de Villa Allende). En cada caso se indica el modelo que mejor se ajusta y el valor de p correspondiente a dicho modelo.

rio; sin embargo, ninguna de ellas fue capturada en el sitio 1, a excepción del “limpiafondo”, *C. paleatus*, quien fue registrado en este punto como semipermanente. La única especie permanente en esta sección del río fue *R. quelen*, quien mantuvo esa categoría en el sitio 2, y estuvo ausente en los restantes. Los orilleros *C. decemmaculatus* y *G. affinis* fueron registrados únicamente antes de la ciudad de Río Ceballos (sitio 1) en donde pueden considerarse especies semipermanentes, mientras que *Oligosarcus jenynsi* (Günther, 1864), *Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894), *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842), *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) y *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795) se clasificaron como ocasionales en todos los sitios en los que fueron encontrados.

Bryconamericus iheringii, *J. multidentata* y *C. paleatus* fueron las únicas especies que se capturaron en todas las localidades de muestreo.

El ACP permitió ordenar los sitios de muestreo según las especies dominantes en cada uno de ellos (Fig. 4). Este análisis explicó el 51,34% de la variabilidad total en sus dos primeros ejes. Al componente principal 1 le correspondió el 29,59% de la variabilidad observada, mientras que el 2 explicó el 21,75% (Tab. V). En esta tabla también se indica la contribución de cada variable en cada uno de los dos ejes.

Los muestreos correspondientes al sitio 1 quedaron segregados sobre el eje 1 por el predominio de *R. quelen*,

Tabla IV. Clasificación de las especies según su frecuencia de aparición en cada sitio de muestreo sobre el Río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (O, ocasionales; P, permanentes; SP, semipermanentes) (1, antes de Río Ceballos; 2, después de Río Ceballos; 3, después de Unquillo; 4, antes de Villa Allende; 5, después de Villa Allende).

Especie	Sitios de Muestreo				
	1	2	3	4	5
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	O	O			
<i>Bryconamericus iheringii</i>	SP	P	P	O	SP
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	O	O			O
<i>Cheirodon interruptus</i>		SP			
<i>Parodon nasus</i>			O	SP	SP
<i>Jenynsia multidentata</i>	SP	P	SP	O	SP
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	SP				
<i>Gambusia affinis</i>	SP				
<i>Corydoras paleatus</i>	SP	P	P	P	P
<i>Hypostomus cordovae</i>		P	P	P	P
<i>Rineloricaria catamarcensis</i>		P	P	P	P
<i>Trichomycterus corduvense</i>			P	P	P
<i>Pimelodella laticeps</i>		P	O	SP	P
<i>Rhamdia quelen</i>	P	P			
<i>Cichlasoma facetum</i>	O	O		O	
<i>Odontesthes bonariensis</i>	O				
<i>Synbranchus marmoratus</i>		O			

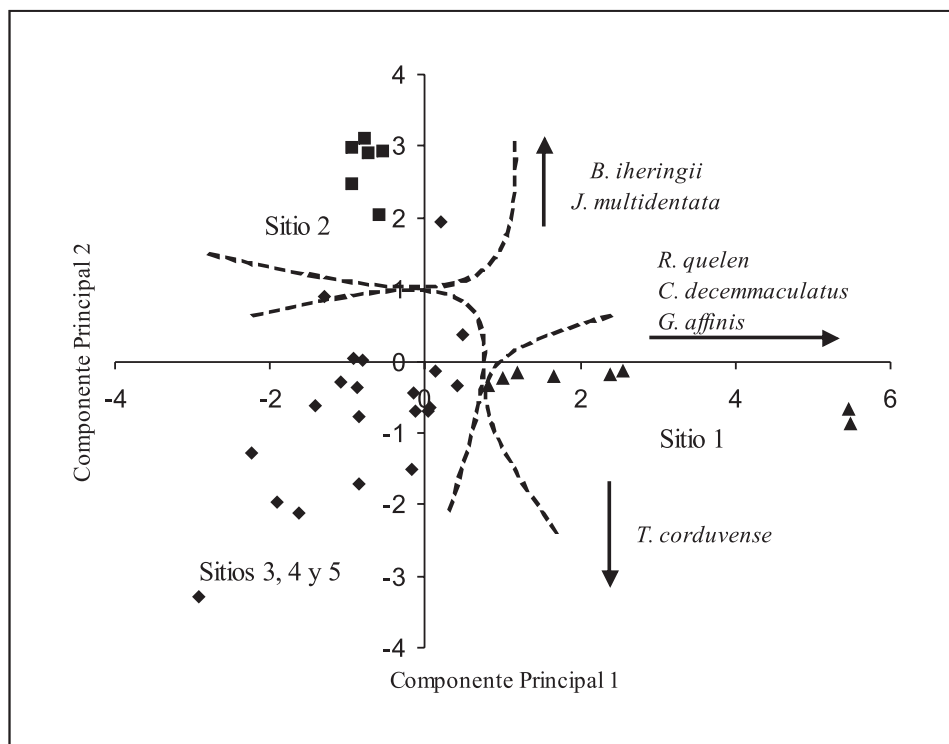


Fig. 4. Análisis de componentes principales, gráfico bidimensional (CP1 vs CP2): ordenación de los muestreos de acuerdo a la abundancia de las especies de peces presentes en el Río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004 (1, antes de Río Ceballos; 2, después de Río Ceballos; 3, después de Unquillo; 4, antes de Villa Allende; 5, después de Villa Allende).

Tabla V. Contribución de las especies ícticas a los dos primeros componentes del ACP (en negrita se indican las variables de mayor importancia en la segregación de los muestreos); autovalores, porcentajes de la variación total y porcentajes acumulados de los dos primeros componentes del ACP; para el Río Ceballos-Saldán, Argentina, durante el período Abril/2003 a Marzo/2004.

Variables	Eje 1	Eje 2
<i>Bryconamericus iheringii</i>	-0,13	0,47
<i>Jenynsia multidentata</i>	-0,09	0,47
<i>Rhamdia quelen</i>	0,46	-0,02
<i>Trichomycterus corduvense</i>	-0,28	-0,39
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0,39	-0,08
<i>Gambusia affinis</i>	0,39	-0,07
<i>Rineloricaria catamarcensis</i>	-0,32	-0,15
<i>Hypostomus cordovae</i>	-0,29	0,37
<i>Corydoras paleatus</i>	-0,29	-0,27
<i>Pimelodella laticeps</i>	-0,23	0,18
<i>Parodon nasus</i>	-0,23	-0,35
Autovalor	3,25	2,39
Porcentaje de varianza (%)	29,59	21,75
Porcentaje acumulado (%)	29,59	51,34

C. decemmaculatus y *G. affinis*. Sobre el eje 2 se separaron los muestreos de la segunda sección del río, caracterizados por la elevada abundancia de *J. multidentata* y *B. iheringii*, y por la ausencia de *T. corduvense*. Esta última especie estuvo presente en los restantes sitios (3, 4 y 5), los cuales se distribuyen de manera conjunta sin mostrar ningún patrón determinado.

DISCUSIÓN

En el río Ceballos-Saldán se registraron 17 especies, las cuales representan el 81 % de la ictiofauna citada para la cuenca del río Suquía, y el 36,2% de la registrada para la provincia de Córdoba (HARO & BISTONI, 1996).

A pesar de que el caudal del río varió significativamente entre estaciones hidrológicas (Alejandra Bustamante, com. pers.), esta estacionalidad no se vio reflejada en la comunidad de peces, cuya composición y abundancia se mantuvieron sin cambios significativos a lo largo de todo el año de muestreo.

Numerosos estudios han centrado su atención en la variación de la riqueza y diversidad de las comunidades ícticas a lo largo de distintos cursos de agua, señalando que ambos atributos aumentan a medida que se desciende hacia la desembocadura del río, como consecuencia de un incremento en la diversidad de hábitats (GORMAN & KARR, 1978; PLATTS, 1979; SCHLOSSER, 1982; ARAÚJO, 1995; VIDELA & BISTONI, 1999; HABIT *et al.*, 2003). En este trabajo la riqueza y diversidad de especies se mantuvieron sin variación a lo largo del curso. Si bien no se estimó la diversidad de hábitats, de acuerdo a lo observado a campo, no se evidenció una variación en la cantidad de los mismos a lo largo del río. Esto posiblemente se deba a que el río Ceballos-Saldán recorre pocos kilómetros desde su nacimiento hasta su desembocadura, y mantiene sus dimensiones (ancho y profundidad) aproximadamente constantes a lo largo de todo su curso. La dominancia tampoco varió río abajo, aunque las especies que

dominaron en cada sitio de muestreo no fueron siempre las mismas. Antes de la ciudad de Río Ceballos (sitio 1), el curso estuvo dominado por los orilleros *C. decemmaculatus* y *G. affinis* y por el bagre *R. quelen*, especies que son completamente reemplazadas en los tramos siguientes, principalmente por la vieja del agua *H. cordovae*. Ésta fue la especie más abundante de la cuenca, alcanzando su mayor abundancia en el tramo ubicado luego de la ciudad de Río Ceballos. A partir de la tercera sección del río, se registró el dominio de *T. corduvense*, alcanzando abundancias comparables a las de *H. cordovae* en el resto del curso.

Los orilleros *C. decemmaculatus* y *G. affinis* han sido considerados como especies indicadoras de alteración ambiental, ya que aumentan su abundancia en sitios degradados (HUED, 2005). Estos Cyprinodontiformes son más tolerantes y permanecen en áreas degradadas mucho tiempo después de que el resto de los peces haya desaparecido (ARAÚJO, 1998). Por lo tanto, su presencia en el sitio 1 y en abundancias superiores a las de las demás especies, sugeriría una menor calidad ambiental para dicho tramo, con respecto a los restantes. Es importante mencionar que el orillero *G. affinis* es una especie originaria de Méjico y el sur de Estados Unidos, introducida en el país para combatir enfermedades como la malaria y fiebre amarilla, dada su reconocida eficiencia como pez larvívoro (HARO & BISTONI, 1996).

La abundancia de los peces es una particularidad de cada sistema, siendo un reflejo de la capacidad del río de soportar una comunidad acuática determinada. Por lo general, elevadas capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) son asociadas a ríos ricos y de buena calidad ambiental, mientras que bajas CPUE son comunes en sistemas fuertemente degradados (PALLER *et al.*, 1996). Cabe señalar que en el sitio 1 las especies más abundantes tuvieron abundancias comparables a las de las especies menos abundantes de los tramos restantes, es decir que las condiciones ambientales en dicha localidad de muestreo estarían, de algún modo, limitando el desarrollo de las comunidades ícticas.

A escasa distancia de la naciente del río Ceballos-Saldán, sobre su margen izquierda, se ubica la Planta Potabilizadora "La Quebrada", que como se pudo observar a campo, vierte efluentes al río. Se pudo comprobar de manera visual, que el sector del cauce ubicado después del desagüe de la planta, en el primer tramo del río, se caracterizó por estar cubierto por un sedimento de color blanco lechoso. Este sedimento podría estar limitando, antes de la localidad de Río Ceballos, el establecimiento y supervivencia de especies ícticas, entre ellas aquellas que, como las viejas del agua *H. cordovae* y *R. catamarcensis*, se alimentan de los microorganismos y materia orgánica en descomposición presente en el limo. Además, podría recubrir y por lo tanto retrasar el desarrollo de los organismos del lecho que son fuente de alimento de estas especies bentónicas. También podrían limitar el desove y cría, perjudicando la reproducción de muchas otras especies de peces. En este sentido, el grupo de los Cyprinodontiformes no se vería tan afectado, por ser especies vivíparas, lo que representa una ventaja importante con respecto a los demás grupos (BRANCO, 1984).

Se sabe que la degradación ambiental provoca que comunidades diversas constituidas por muchas especies, cambien a comunidades simples dominadas por unas pocas, capaces de resistir las condiciones alteradas (EVERHART & YOUNGS, 1981; WASHINGTON, 1984; FAUSCH *et al.*, 1990). Varios autores han utilizado el Índice de Diversidad como herramienta para distinguir áreas con diferente calidad ambiental (SMITH *et al.*, 1997; BISTONI *et al.*, 1999; LEMES & GARUTTI, 2002). Aunque en este estudio no se observaron variaciones significativas en dicho índice a lo largo del río, pudieron establecerse diferencias en la estructura de los ensambles de peces a través del análisis de los patrones de distribución de la abundancia de las especies (MAGURRAN, 1988).

La abundancia refleja un equilibrio entre gran número de factores y procesos cuyas variaciones producen pequeños incrementos o reducciones de la misma (RICKLEFS, 2001). Según este criterio, los ensambles de peces en el río Ceballos-Saldán no fueron igualmente diversos en todos los tramos. El ensamble del sitio 1, representado por un modelo serie geométrica, fue menos diverso que el resto, al presentar una alta dominancia. Se trata de una comunidad menos equitativa, dominada por unas pocas especies, en este caso por las dos especies de Poeciliidae y por el Siluriforme *R. quelen*. Es importante destacar que este modelo ha sido registrado principalmente en ambientes hostiles (MAGURRAN, 1988). Por el contrario, el ensamble de peces de la tercera localidad de muestreo fue el más equitativo, presentando una menor dominancia. En este contexto podría pensarse que el río Ceballos-Saldán estaría contaminado en su tramo más próximo a la naciente. Es importante mencionar, sin embargo, que estos modelos han servido más como herramientas descriptivas que como forma de dilucidar los procesos que determinan las abundancias (RICKLEFS, 2001), por lo que no deben ser tomados en forma aislada, sino como parte integral de un análisis que incluya otros criterios.

En cuanto a la frecuencia de aparición de las especies en cada tramo del río, las dos viejas del agua, *H. cordovae* y *R. catamarcensis*, y el bagre *T. corduvense*, fueron especies permanentes en todos los sitios en los que fueron capturadas; mientras que *O. jenynsi*, *A. eigenmanniorum*, *C. facetum*, *O. bonariensis* y *S. marmoratus* fueron encontradas de manera ocasional. De estas dos últimas especies solo se capturó un ejemplar de cada una: un pequeño pejerrey en el sitio 1, influencia directa del dique, y una anguila en el sitio 2. *Bryconamericus iheringii*, *J. multidentata* y *C. paleatus* fueron encontradas en todas las secciones del río, aunque su frecuencia de aparición varió de un sitio a otro.

El Análisis de Componentes Principales permitió identificar tres grupos poblacionales a lo largo del río. Un grupo en sitio 1 caracterizado por la presencia de *C. decemmaculatus*, *G. affinis* y *R. quelen*, y por la ausencia de *H. cordovae*. Esta última especie unificó a los restantes sitios, ya que estuvo presente en todos ellos. Sin embargo, es posible distinguir otro grupo poblacional en la segunda localidad de muestreo definido por la elevada abundancia de *B. iheringii* y *J. multidentata*, y un tercer grupo caracterizado por la presencia de *T. corduvense*, en los tramos restantes.

La falta de estudios previos sobre la distribución y ecología de los peces en este río niega cualquier capacidad predictiva sobre el mismo. Este primer relevamiento de la fauna íctica del río Ceballos-Saldán sienta las bases para futuros monitoreos, en los cuales sería importante considerar no sólo los aspectos relativos a la ictiofauna sino también a las características físico-químicas del curso.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMIRÓN, A. E.; GARCÍA, M. L.; MENNI, R. C.; PROTOGINO, L. C. & SOLARI, L. C. 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. **Marine and Freshwater Research** 51:265-74.
- ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. L. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society** 113:716-726.
- ARAÚJO, F. G. 1995. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira de Biologia** 56(1):111-126.
- . 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** 58(4):547-558.
- BISTONI, M. A.; HUED, A.; VIDELA, M. & SAGRETTI, L. 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural** 72:325-335.
- BRANCO, S. M. 1984. **Limnología Sanitaria, Estudio de la contaminación de aguas continentales**, OEA. Washington, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. 120p.
- CAPITANELLI, R. G. 1979. Clima. In: VÁZQUEZ, J. B., MIATELLO, R. A. & ROQUE, E. eds. **Geografía Física de la Provincia de Córdoba**. Buenos Aires, Boldt. p.45-138.
- EVERHART, W. H. & YOUNGS, W. D. 1981. **Principles of Fishery Science**. Ithaca and London, Comstock. 349p.
- FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R. & ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium** 8:123-144.
- GORMAN, O. T. & KARR, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology** 59(3):507-515.
- HABIT, E.; VICTORIANO, P. & RODRÍGUEZ-RUIZ, A. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural** 76:3-14.
- HARO, J. G. & BISTONI, M. A. 1996. Ictiofauna de la Provincia de Córdoba. In: DI TADA, I. E. & BUCHER, E. H. eds. **Biodiversidad de la Provincia de Córdoba, Fauna**. Córdoba, Universidad Nacional de Río Cuarto/Centro de Zoología Aplicada. v.1, p.169-190.
- HUED, A. C. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. **Hydrobiologia** 543:279-298.
- HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. **Transactions of the American Fisheries Society** 116:196-209.
- KARR, J.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, A. M.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey Special Publication** 5:1-28.
- LANGFORD, T. E. & HAWKINS, J. 1997. The distribution and abundance of three fish species on relation to timber debris and mesohabitats in a lowland forest stream during autumn and winter. **Limnética** 13(2):93-102.
- LEMES, E. M. & GARUTTI, V. 2002. Ecología da ictiofauna de um córrego de cabeceira da Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 92(3):69-78.
- LÓPEZ, H. L.; MIQUELARENA, A. M. & MENNI, R. C. 2003. **Serie Técnica y Didáctica. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina**. La Plata, ProBiotA. 85p.

- LUTI, R.; BELTRÁN DE SOLIS, M. A.; GALERA, F. M.; MÜLLER DE FERREYRA, N.; BERZAL, M.; NORES, M.; HERRERA, M. A. & BARRERA, J. C. 1979. Vegetación. In: VÁZQUEZ, J. B.; MIATELLO, R. A. & ROQUE, E. eds. **Geografía Física de la Provincia de Córdoba**. Buenos Aires, Boldt. p.297-367.
- MAGURRAN, A. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. London, Chapman and Hall. 179p.
- MENNI, R. C. 2004. **Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales**. Buenos Aires, Estudio Sigma S.R.L. 316p.
- MENNI, R. C.; GÓMEZ, S. E. & LÓPEZ-ARMENGOL, F. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. **Hydrobiologia** 328:173-197.
- OBERDORFF, T. & PORCHER, J. P. 1992. Fish assemblage structure in Brittany streams (France). **Aquatic Living Resources** 5: 215-223.
- OBERDORFF, T.; GUILBERT, E. & LUCCHETTA, J. C. 1993. Patterns of fishes species richness in the Seine River basin, France. **Hydrobiologia** 259:157-167.
- PALLER, M. H.; REICHERT, M. J. & DEAN, J. M. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. **Transactions of the American Fisheries Society** 125(5):633-644.
- PESCE, S. F. & WUNDERLIN, D. A. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia River. **Water Resources** 34(11):2915- 2926.
- PLATTS, W. S. 1979. Relationships among stream order, fish populations, and aquatic geomorphology in an Idaho River drainage. **Fisheries** 4(2):5-9.
- RICKLEFS, R. E. 2001. **Invitación a la Ecología. La Economía de la Naturaleza**. Madrid, Editorial Médica Panamericana. 692p.
- SEEGERT, G. 2000. The development, use and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. **Environmental Science and Policy** 3:51-58.
- SCHLOSSER, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in headwater stream. **Ecological Monographs** 52(4):395-414.
- SMITH, W. S.; BARRELLA, W. & CETRA, M. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. **Revista Brasileira de Ecologia** 1:67-71.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 42:1038-1044.
- VÁZQUEZ, J. B.; LÓPEZ ROBLES, A.; SOSA, D. F. & SAEZ, M. P. 1979. Aguas. In: VÁZQUEZ, J. B.; MIATELLO, R. A. & ROQUE, M. E. eds. **Geografía Física de la Provincia de Córdoba**. Buenos Aires, Boldt. p.139-211.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37:130-137.
- VIDELA, M. M. & BISTONI, M. A. 1999. Composición y estructura de la comunidad íctica de un río serrano a lo largo de un gradiente altitudinal. **Iheringia, Série Zoologia**, (87):171-180.
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and simlarity indices. **Water Resources** 18(6):653-694.