

La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados

Selfpurification in plain streams can be interrupted by wine waste inputs according to macroinvertebrate biomonitoring

Rafael Arocena Real de Azúa, Carolina González Bermúdez
y Guillermo Chalar Marquisá

Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Iguá 4225, Montevideo, 11400. Uruguay
e-mail: rafaelarocena37@gmail.com

Recibido: 15 de junio de 2015.

Aceptado: 11 de febrero de 2016.

Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez y G. Chalar Marquisá. 2016. La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados. *Hidrobiológica* 26 (3): 383-394.

RESUMEN

Antecedentes. Muchos arroyos de Uruguay sufren el impacto de la eutrofización, así como alteraciones físicas, debido a la intensa actividad agropecuaria. Un caso especial es el del arroyo Colorado, localizado en la planicie costera del Río de la Plata, que también recibe desechos vitivinícolas. Los macroinvertebrados ofrecen información del estado integral de los sistemas acuáticos. **Objetivos.** Para evaluar la calidad ambiental integral del arroyo Colorado, se estudió tanto la calidad del agua como la del hábitat y la fauna de macroinvertebrados. **Métodos.** Se muestrearon seis sitios: dos en el arroyo Colorado y dos en sus nacientes, además de las cañadas Benítez y Rocha. **Resultados.** La cañada Benítez recibe efluentes de bodegas y presentó alta conductividad y poco oxígeno disuelto. La cañada Rocha, en cambio, mostró mayores niveles de nutrientes y menor conductividad. En total, se identificaron 787 invertebrados pertenecientes a 3 órdenes de crustáceos y 6 de insectos, 2 familias de dípteros, 7 de moluscos y 2 de anélidos. En la cañada Rocha la riqueza estuvo por debajo del promedio. Los sitios aguas abajo de la cañada Rocha y del arroyo Colorado presentaron comunidades más ricas y equilibradas, lo que indica una posible recuperación. **Conclusiones.** En los seis sitios dominaron especies de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación orgánica. La cañada Rocha sufre eutrofización, pero aguas abajo presenta aún cierta capacidad de autodepuración, mientras que la cañada Benítez se deteriora tal vez por impacto de las bodegas; el deterioro se mantiene al reunirse con la cañada Rocha, lo cual interrumpe su recuperación.

Palabras clave: Arroyo Colorado, nutrientes, Uruguay, vitivinicultura, zoobentos.

ABSTRACT

Background. Many streams of Uruguay suffer eutrophication and physical pollution due to intensive farming. The Colorado stream, in the coastal plain of the Río de la Plata, is a particular case, which also receives winery debris. Macroinvertebrates give comprehensive information status of aquatic systems. **Goals.** To assess the overall environmental quality of the river Colorado, both water quality and the habitat and macroinvertebrate fauna was studied. **Methods.** Six sites were sampled: two on the Colorado stream and two on each headwater: Benitez and Rocha creeks. **Results.** Benitez creek receives effluents from wineries and presented high conductivity and low oxygen concentration. Rocha creek instead shows higher levels of nutrients and lower conductivity. We identified 787 invertebrates belonging to 3 orders of crustaceans and 6 of insects, 2 families of Diptera, 7 of molluscs and 2 of annelids. In Rocha creek taxonomic richness was below average. The study sites downstream in Rocha creek and Colorado river had richer and more equilibrated communities indicating a possible recovery. **Conclusions.** In all sites tolerant species to organic pollution dominated. Rocha creek suffers eutrophication, but still has some self-purification capacity downstream, while Benitez creek deteriorates perhaps from impact of wineries, which remains until it meets the Rocha creek, interrupting the recovery process.

Key words: Colorado stream, nutrients, Uruguay, vitiviniculture, zoobenthos.

INTRODUCCIÓN

Es bien conocido el problema de la eutrofización en las aguas superficiales en el mundo. Pero éstas no sólo obtienen nutrientes de la escorrentía, lo que genera la eutrofización, sino que también reciben otros impactos agropecuarios, como el del ganado, que altera físicamente la zona ribereña, las orillas y el fondo de los cauces, además de que les aporta nutrientes y materia orgánica por sus excrementos (Gillingham & Thorold, 2000; Scrimgeour & Kendall, 2003; Monaghan & Smith, 2004; Monaghan *et al.*, 2007), o desechos de agroindustrias, como de las bodegas vitivinícolas. Desde la introducción de la ganadería, en el siglo XVII, el territorio uruguayo ha sufrido grandes alteraciones ambientales debido a la actividad productiva y los asentamientos humanos. Este fenómeno ha sido propiciado por la aptitud agropecuaria de casi todo su territorio, que ha provocado el deterioro de las aguas superficiales (OPP-OEA-BID, 1992; Conde *et al.*, 2002; Chalar *et al.*, 2011).

La calidad ambiental tiene un sentido más integral que la calidad del agua por sí sola, ya que incorpora otros aspectos del sistema acuático que son de interés para evaluar el estado de éste; éstos incluyen el canal, el fondo, las orillas y la zona ribereña, generalmente denominados factores locales o del hábitat. La integridad ecológica puede definirse como la estructura y función de un ecosistema dentro de su rango de variación natural (Washington State Department of Natural Resources, 2014), o su capacidad de evolución y recuperación natural de una perturbación (Westra *et al.*, 2000). La integridad ecológica se refiere a la totalidad del sistema, incluyendo sus comunidades, procesos ecológicos y condiciones ambientales (Dale & Beyeler, 2001).

Durante el siglo pasado, se realizó una vasta investigación de la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales basada en sus comunidades biológicas (Stainbrook *et al.*, 2006). Los organismos que viven en los arroyos son utilizados como bioindicadores de la calidad del agua debido a que los métodos biológicos dan una idea del estado integral de la misma, a diferencia de los métodos físicos y químicos, que registran el estado durante su medición (Alba Tercedor, 1996; Nijboer *et al.* 2005; Testi *et al.*, 2009). Los macroinvertebrados son usados como indicadores de la calidad ambiental por su capacidad para detectar la alteración de los ecosistemas (Bass & Harrel, 1981; Nijboer *et al.*, 2005, Moreno *et al.*, 2009; Testi *et al.*, 2009; Prat *et al.*, 2009). Su uso ha recibido múltiples enfoques, desde las especies indicadoras y los parámetros de la comunidad hasta los métodos multivariados y predictivos (Baptista *et al.*, 2007; Poquet *et al.*, 2009). Así, los métodos rápidos son generalmente semicuantitativos y la identificación es a menor resolución taxonómica, gracias a lo cual se logran detectar los impactos fuertes a mucho menor costo (Metzeling *et al.*, 2003).

La contaminación de los ríos y arroyos de Uruguay es principalmente orgánica y por nutrientes de origen urbano, agropecuario e industrial (Conde *et al.*, 2002). Estos sistemas tienen cierta capacidad de autodepuración mediante procesos como la dilución, sedimentación, asimilación y descomposición de los aportes, entre otros. Sin embargo, el ingreso de otro tipo de contaminantes, como los tóxicos, puede interferir en estos procesos, bloqueándolos o retrasándolos. Es importante una evaluación permanente de la calidad de los cursos de agua, que contribuya a armonizar los objetivos de preservación con los de desarrollo económico.

La contaminación de origen agrícola deriva principalmente del uso de plaguicidas y fertilizantes, los cuales son arrastrados por las aguas

superficiales, especialmente en las zonas más pobladas y con un uso del suelo más intenso. Es el caso de los arroyos localizados en las zonas vecinas a Montevideo, como el arroyo Colorado, afluente del Sauce que desemboca en el Pando, y éste, en el Río de la Plata. Se trata de un arroyo pequeño, representativo de los cursos de cabecera, cuya alteración puede reducir la integridad ecológica de los sistemas mayores que los reciben (Freeman *et al.*, 2007).

En el marco de un proyecto que busca mejorar este ecosistema hídrico por medio de acciones comunitarias regenerativas, el objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad ambiental del arroyo Colorado mediante métodos químicos, el hábitat y el uso de macroinvertebrados como bioindicadores.

La cuenca del arroyo Colorado (34° 38'-45' S, 56° 02'-06' W) mide 21 km², extendidos sobre una zona muy transitada y poblada. Su superficie está dedicada principalmente a la actividad agropecuaria intensiva, en una zona frutivinícola que abastece a la cercana ciudad de Montevideo. El arroyo Colorado (3.4 km de largo) está formado por la confluencia de las cañadas Benítez (9.6 km, 11 km²) y Rocha (6.0 km, 3 km²).

Luego de un muestreo piloto en los diez sitios del arroyo accesibles por caminos, se seleccionaron seis: uno cerca de las nacientes y otro cerca de la desembocadura de cada una de las dos cañadas y del arroyo (Fig. 1). Los cursos son de orden hidrológico 2 y 3.

MATERIALES Y MÉTODOS

En imágenes obtenidas por medio de Google Earth de noviembre de 2012, se determinó, mediante herramientas de dicho sistema, para cada microcuenca la extensión de los usos del suelo: bosque, viñedo, urbano y otros (cultivos y pasturas), que ocurren alteraciones en los cursos y que existen desagües de bodegas vinícolas y de salas de ordeño.

En cuatro ocasiones del verano de 2013 (29 de enero, 28 de febrero, 15 y 22 de marzo), se midió ancho húmedo (resolución 0.1 m) con un medidor láser Bosch DLE 40, profundidad máxima (0.1 m) con una regla de aluminio, temperatura (T, 0.1 °C), oxígeno disuelto (OD, 0.1 mg/l), pH (0.1) y conductividad (K, 10 µS.cm⁻¹) con sensores de campo Oakton. En dos muestreos (28 de febrero y 22 de marzo) también se midió la velocidad del agua (0.01 m/s) en varios puntos de una sección transversal con un correntómetro para calcular los caudales por el método de área y velocidad, y, además, se caracterizó cualitativamente el hábitat. El 29 de enero, 28 de febrero y 22 de marzo, se tomaron muestras de agua con botellas plásticas de 1 L para su análisis químico en laboratorio. El 28 de febrero también se muestrearon los macroinvertebrados pasando una red de mano tipo D (AENOR, 1995), de ca. 1 mm de tamaño de malla, por el fondo del curso durante tres minutos, los que se fijaron en 70% de etanol.

Los aspectos cualitativos del hábitat registrados *in situ* fueron adaptados de los índices RCE (Petersen, 1992) y QBR (Munné *et al.*, 2003), los cuales consideran las siguientes variables: uso de suelo de la zona linderera a la ribera, ancho y vegetación de ésta, morfología de la orilla, cobertura y tipo de macrófitas, tipo de sedimento según la escala de Wentworth, porcentaje de sombra sobre el cauce, velocidad de la corriente y turbidez del agua. Estas observaciones se realizaron visual y cualitativamente en el centro de un tramo de 50 m (Villamarín *et al.*,

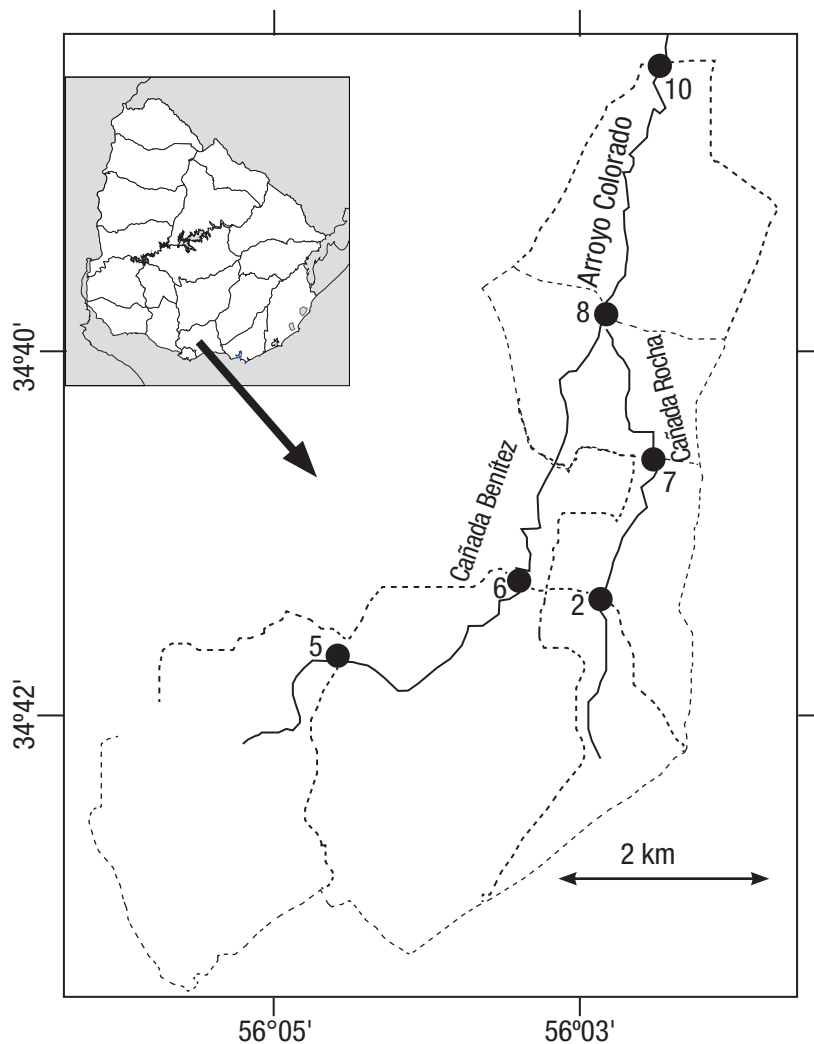


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo Colorado en Uruguay y su división en las subcuencas 5 y 6 de la cañada Benítez, 2 y 7 de la cañada Rocha y 8 y 10 del arroyo Colorado, Uruguay, correspondientes a los sitios de muestreo del mismo número ubicados en la salida de cada subcuenca.

2013) y fueron cuantificados mediante una escala arbitraria y simple de calidad del hábitat con 0 = muy malo, 1 = malo, 2 = regular y 3 = bueno. Se determinó en cada muestra de agua: sólidos en suspensión (SST) y su contenido en materia orgánica (MO), fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT), ortofosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+), según APHA (1995) y Conde *et al.* (1999). Los resultados fueron comparados entre sitios mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

Con los datos obtenidos se estimó el valor del índice de calidad de agua ICA-Santa Lucía (Arocena *et al.*, 2008). Los parámetros del ICA fueron seleccionados con base en los criterios de la EPA (Hallock, 1990; Cude, 2001), normalizados (tabla 1) y ponderados a partir de métodos multivariados (Arocena *et al.*, 2008):

$$ICA - \text{Santa Lucía} = (3 OD + 3 K + 2 PT + 1 NO_3 + 1 SST) / 10$$

Para normalizar las variables se distribuyeron sus rangos en cinco grupos, correspondientes a los factores de normalización 1, 25, 50, 75 y 100. Las variables y sus factores de ponderación surgieron de la mejor concordancia entre la clasificación según el ICA, y su agrupamiento, según los tres primeros componentes de un ACP, de los arroyos de la cuenca del río Santa Lucía empleados en su elaboración (Arocena *et al.*, 2008).

El índice clasifica en una escala de 0 a 100 la calidad del agua según los parámetros evaluados y esto, a su vez, posibilita la calificación del agua conforme a su estado como bueno, regular, malo y muy malo. En el laboratorio se separaron, contaron y determinaron taxonómicamente los macroinvertebrados en grandes grupos (orden de artrópodos y familia de moluscos y anélidos) mediante el uso de claves regionales (Lopretto & Tell, 1995; Domínguez & Fernández, 2009) a efectos de probar un método rápido de biomonitorio. Las seis localidades fueron comparadas primero mediante la distancia euclidiana de su composición taxonómica (presencia y ausencia) en un dendrograma basado en el método de asociación UPGMA con el programa Statistica. Luego se compararon de la misma manera las composiciones porcentuales de las comunidades.

Con el objeto de integrar los diferentes aspectos contemplados en la evaluación de la calidad ambiental del arroyo, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con los parámetros físico-químicos principales sintetizados con el puntaje del ICA, los usos principales del suelo (%), la calidad del hábitat (puntaje) y la abundancia de la comunidad bentónica y de sus grupos principales ($\log x + 1$).

Tabla 1. Normalización de los parámetros del Índice de Calidad del Agua ICA-Santa Lucía, de parámetros fisicoquímicos obtenidos en el arroyo Colorado, Uruguay.

	Factor de Normalización (Ci)				
	100	75	50	25	1
Oxígeno disuelto (OD, mg/l)	>9	9-7.7	7.6-6.3	6.2-5	<5
Conductividad (K, μ S/cm)	<360	361-643	644-926	927-1210	>1210
Sólidos suspendidos totales (SST, mg/l)	<6 6-12	12.1-18.6	18.7-25	>25	
Nitrato (NO_3^- , μ g/l)	<100	101-280	281-460	461-650	>650
Fósforo total (PT, μ g/l)	<70	70-380	381-690	691-1000	>1000

RESULTADOS

Uso de la cuenca. La cuenca está cultivada (Fig. 2), principalmente, con praderas artificiales y cultivos ("otros", 63% en promedio), excepto en la microcuenca 2, donde dominan los viñedos. En los sitios 7, 8 y 10 lo segundo son viñedos, y en los sitios 5 y 6, los bosques. En las inmediaciones de los sitios 6 y 2 hay bodegas productoras de vino.

Las imágenes satelitales muestran canalizaciones del curso fluvial antes de los sitios 5, 2 y 7, y represas en todos los sitios, excepto en el 10. Se observó un efluente proveniente de una bodega antes del sitio 6, el que fue luego verificado en el campo. La sinuosidad de la cañada de Rocha en sus dos subcuencas fue 15% menor (1.27 y 1.23) que en los otros cuatro tramos (1.40-1.56).

Aspectos cualitativos del hábitat (tabla 2). En todos los sitios se observó un uso intensivo del suelo y una fuerte modificación antrópica de la zona linderera. Sólo los sitios 6 y 8 conservan algo de monte ribereño, aunque reducido a una pequeña franja de mimbres (*Salix* spp.), cañas (*Saccharum* spp.), fresnos (*Fraxinus* spp.) y sauces (*Salix* spp.). Además, el sitio 8 presenta los invasores ligustros (*Ligustrum* spp.). La vegetación de ribera en los sitios 5 y 7 tienen sólo algunas chircas (*Eupatorium* spp.), al igual que el sitio 10, que también tiene algunos árboles aislados. Ambas cañadas estaban canalizadas y represadas. En los sitios 8 y 10 las orillas estaban fuertemente erosionadas por la acción del ganado.

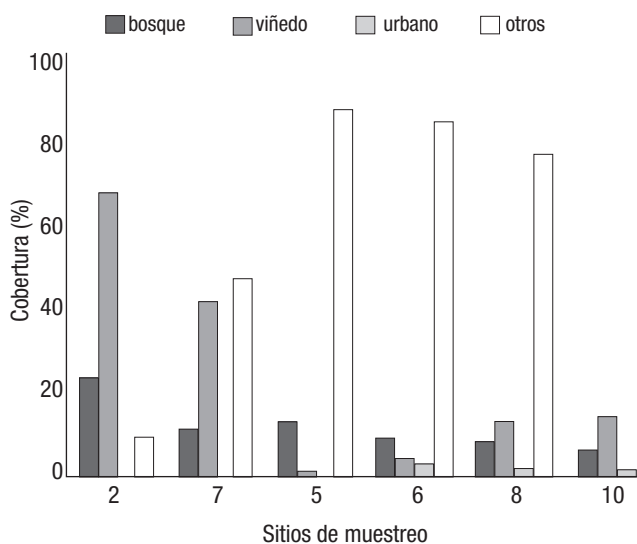


Figura 2. Uso del suelo en las seis subcuencas del arroyo Colorado, Uruguay estudiadas. Para conocer la ubicación de los sitios de muestreo, ver Fig. 1.

La vegetación acuática en la cañada Rocha fue escasa (10%), principalmente reducida al litoral. En cambio, en la cañada Benítez el sitio 5 presentó 80% de macrófitas, principalmente camalotes (*Eichhornia* sp.), y el sitio 6 también presentó una gran cobertura de camalotes y totora (*Typha* sp.). En el sitio 8 no hubo macrófitas, y en el 10 se encontraron algunas flotantes litorales y sumergidas (*Eichhornia* sp., *Myriophyllum* sp.). La sombra del dosel vegetal sólo fue importante en los sitios 8 y 6 (tabla 2), y nula en el resto.

Todos los sitios presentaron limo como principal componente del sedimento, salvo el 10, donde predominaron arena gruesa y grava. En todos los casos se detectó un alto contenido de materia orgánica. El sistema presentó una turbidez en general alta, excepto en los sitios 8 y 10, a pesar de que la corriente fue nula.

Cuando le atribuimos un puntaje a los aspectos de cada ítem de la tabla 2 y los sumamos, obtuvimos un valor estimativo de calidad del hábitat que varió entre 3 puntos (sitio 7) y 10 puntos (sitio 6) sobre un máximo posible de 18. Los sitios 8 y 10 del arroyo Colorado y el 6 tienen una alta puntuación (8-10), mientras que las nacientes 2 y 5, y el 7, una baja puntuación (3-5, tabla 2). Para este puntaje no utilizamos la zona linderera, el fondo ni la corriente por ser muy similares en los distintos sitios.

Parámetros fisico-químicos. El ancho húmedo del curso varió entre 3 y 6 m en enero y aumentó en general 1 m en febrero, sin mostrar un gradiente longitudinal. La profundidad máxima varió entre 30 y 60 cm en enero y aumentó hasta 30 cm más en febrero. Estos parámetros volvieron a adquirir en marzo los valores de enero.

La temperatura varió entre 15.7 y 35.0 °C en marzo y enero, respectivamente. Los valores menores siempre se registraron en los sitios 8 y 6, aunque las diferencias no fueron significativas (tabla 3). Las variaciones del oxígeno fueron significativas entre sitios, y llegaron ocasionalmente a condiciones anóxicas, en particular en el sitio 6, donde siempre ocurrieron los mínimos y fue menor al resto (tabla 3, Wilcoxon, $p < 0.001$). Los otros sitios, en cambio, presentaron ocasionalmente valores de sobresaturación.

La conductividad eléctrica (122-1038 μ S/cm) también mostró variaciones significativas entre sitios. La mayor concentración de sales ocurrió en los sitios 6 y 8, seguidos del sitio 10 (Wilcoxon $p < 0.001$), y la menor, en los sitios 2 y 7 (tabla 3). Los valores del pH (6.9-8.2) también difirieron entre sitios, pues mostraron un incremento aguas debajo del sitio 2 (Wilcoxon $p < 0.001$, tabla 3). La velocidad de corriente fue generalmente indetectable, por lo que el caudal sólo pudo estimarse en febrero y marzo en los sitios 8 y 10. En febrero fue de 9 y 22 l/s, y en marzo, de 16 y 42 l/s, respectivamente.

Tabla 2. Aspectos cualitativos del hábitat evaluados en los seis sitios durante cuatro muestreos en el arroyo Colorado, Uruguay.

	SITIOS					
	Cañada Rocha		Cañada Benítez		Arroyo Colorado	
	2	7	5	6	8	10
Zona lindera	Viñas, frutales, bodega	Cultivos invernác. Viñas	Cultivos, pastizal, matorral	Viñas, pastizal, bodega	Cultivosviñas	Viñas, chircas, parque
Zona ribereña	Línea de mimbres	Línea de chircas	Chircas, pastizal	Monte	Monte	Chircas, árboles
Canal	Alterado	Represa	Alterado	Represa	Natural	Natural
Orillas	Verticales (2 m), muy vegetadas	Verticales vegetadas	Verticales (1.5 m), pastos	Verticales (45°) vegetadas arbustos	Erosión ganado, altas, 70°	Erosión ganado, 45° vegetadas
Plantas acuáticas	Pocas, flotantes	Pocas, fijas, litorales	80%, flotantes, camalotes	100%, totora, camalotes	0%	Pocas, Flotantes, sumergidas
Fondo	Limo, algas	Limo, arcilla	Limo, arena y piedras	Limo, arena y grava	Limo, arena	Arena gruesa, grava, piedra
% sombra	0	0	0	50	80	0
Turbidez	Alta	Alta-muy alta	Muy alta	Moderada-alta	Baja	Baja
Corriente	Nula	Nula	Nula	Nula	Nula	Nula
Puntaje	5	3	4	10	9	8

Los SST y su porcentaje de materia orgánica no presentaron diferencias entre sitios (Kruskal-Wallis $p = 0.277$ y 0.091 , respectivamente). Éste fue siempre en promedio *ca.* 30% (Fig. 3). El fosfato (89-674 $\mu\text{g/l}$), nitrato (58-121 $\mu\text{g/l}$) y PT (330-933 $\mu\text{g/l}$) difirieron entre sitios (Kruskal-Wallis $p = 0.016$, 0.027 y 0.069 , respectivamente), con valores mayores en 2, 7 y 10, y menores en 5 y 6, pero no así el NT (456-977 $\mu\text{g/l}$, Kruskal-Wallis $p = 0.286$, Fig. 3). Los valores del índice de calidad de agua ICA-Santa Lucía corresponden a una calidad regular en los sitios 7 y 5, y mala en los otros cuatro (Fig. 4).

Invertebrados. Se identificaron 787 individuos de 19 taxones que incluyeron 3 órdenes de crustáceos y 6 de insectos, 2 familias de dípteros, 6 de moluscos y 2 de anélidos (tabla 4, Fig. 5). La riqueza promedio fue de 9 taxones por sitio. Estuvo por debajo de este valor en los sitios

2, 7 y 5 (tabla 4). El sitio 8 reunió más de la mitad de los individuos colectados, y el sitio 5, el 26%. Los otros sitios tuvieron entre 3% y 7% del total de individuos. Cada sitio estuvo dominado por un taxón diferente.

En la cañada Rocha, el sitio 2 registró una comunidad compuesta en su mayoría por ostrácodos (59%) y gasterópodos (21%). En el sitio 7 se observó una comunidad representada por pocos hemipteros, decápodos, coleópteros y dípteros, pero en proporciones similares (Fig. 5). La composición taxonómica de los sitios 2 y 7 fue muy diferente a pesar de ser sitios contiguos (Fig. 6). El sitio 2 se parece más al 5 y 6 de la otra cañada, y el sitio 7, al 8 y 10 que se suceden aguas abajo. Al elaborar el dendrograma con la abundancia de los invertebrados (Fig. 6), se observa que los sitios 7 y 10 son los más similares entre sí, pero no se generan otros grupos, lo cual evidencia la variedad de fauna examinada.

Tabla 3. Media y desviación estándar (DS) de los parámetros abióticos medidos *in situ*, (n=4) en el arroyo Colorado, Uruguay.

SITIO	T (°C)		O. D. (mg/l)		O. D. (%)		COND. ($\mu\text{S/cm}$)		pH	
	media	DS	media	DS	media	DS	media	DS	media	DS
2	20.8	3.1	4.2	1.4	46	13	201	87	7.1	0.2
7	24.2	7.4	5.9	2.5	74	43	185	7	7.6	0.5
5	23.9	4.7	7.5	3.8	89	44	504	56	7.7	0.4
6	19.4	3.5	1.6	0.7	18	9	971	71	7.6	0.2
8	19.2	4.4	3.5	1.9	40	23	846	113	7.8	0.2
10	21.7	5.8	6.3	1.4	73	25	641	48	7.8	0.2
Media	21.5		4.8		56		558		7.6	
DS	2.0		2.1		26		325		0.2	
Kruskal-Wallis p	0.488		0.015		0.015		0.0007		0.064	

T = temperatura, OD = oxígeno disuelto, COND. = Conductividad eléctrica. Kruskal-Wallis p = probabilidad de diferencias no significativas entre sitios.

En la cañada Benítez, el sitio 5 mostró una comunidad dominada por gasterópodos Planorbidae (*Biomphalaria peregrina*, d'Orbigny, 1835, 60%) e Hydrobiidae (*Heleobia* sp., 16%). En el contiguo sitio 6, la comunidad estuvo dominada por oligoquetos tubificidos (49%), acompañados por quironómidos, culicidos y hemípteros. En el arroyo Colorado, el sitio 8 tuvo una comunidad dominada por *Heleobia* sp. (62%) y con menor cantidad de efemerópteros y dípteros, entre otros. El sitio 10 presentó una comunidad más rica y equitativa, con muchos grupos de insectos, principalmente efemerópteros (30%) y dípteros (17%). La composición taxonómica de estos dos sitios es la que más se parece. La cañada Rocha, en los sitios 2 y 7, está canalizada y represada, es menos sinuosa, con pocas macrófitas y fondo de limo. Además de su

baja calidad del hábitat (5 y 3 puntos), estos sitios presentaron la menor riqueza de invertebrados. En la microcuenca 2 dominan los viñedos y hay bodegas. En el sitio 7 los viñedos son el segundo uso, la calidad del agua es regular y dominan los hemípteros.

Por otra parte, la cañada Benítez, también con represas en los sitios de estudio 5 y 6, presenta más macrófitas (camalotes), fondo de limo y arena, y menos PO_4 , NO_3 y PT. En el sitio 5 hay canalización, y la calidad del hábitat es igualmente mala (4 puntos); aunque la calidad del agua es regular, y la riqueza, menor, se detectó alta abundancia de invertebrados dominada por planórbidos. En el sitio 6 hay bodegas, pero un monte ribereño mejora la calidad del hábitat (10 puntos). Sin embargo, la calidad del agua es mala, con anoxia, mayor conductividad y poca abundancia de invertebrados, dominados por tubificidos.

En ambas estaciones del arroyo Colorado, aunque con mejor calidad del hábitat (9 y 8 puntos), las orillas están desmoronadas y escasean o faltan las macrófitas en un fondo arenoso. Pese a que la turbidez es menor, la calidad del agua es mala. En el sitio 8 hay monte ribereño que, como en el sitio 6, mantiene una menor temperatura, y una alta abundancia de invertebrados dominados por hidróbidos. En el sitio 10 hay más PO_4 , NO_3 y PT, y una baja abundancia de invertebrados, entre los cuales dominan los efemerópteros.

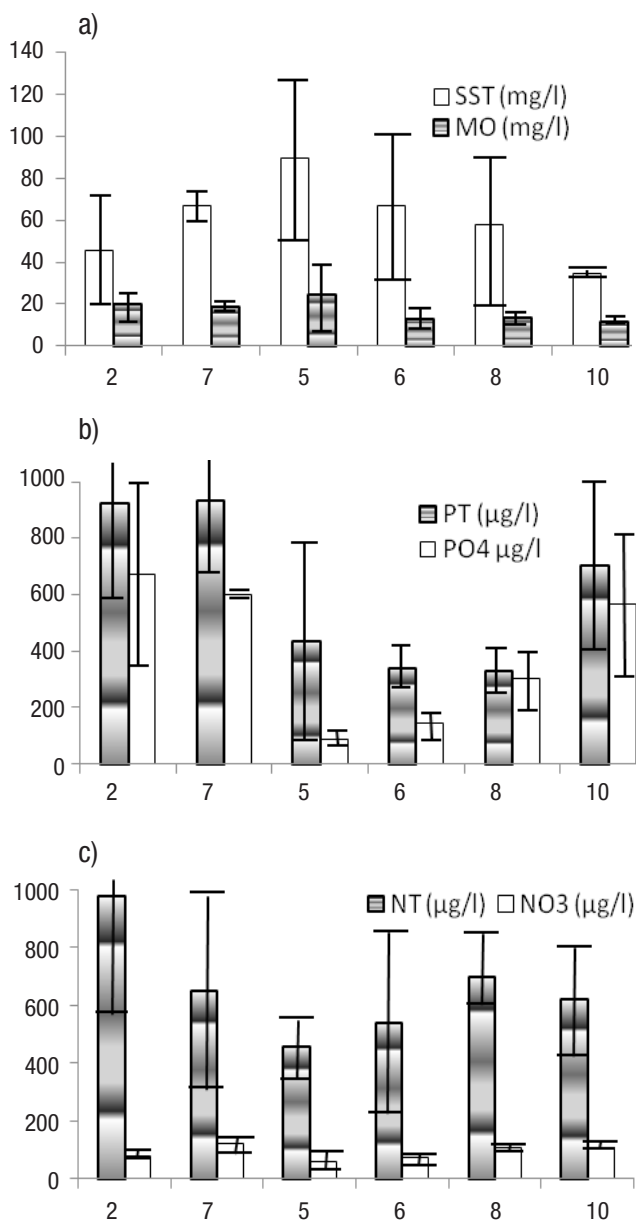
Análisis multivariado. Los dos primeros ejes del ACP explican el 60% de la varianza (Fig. 7). El primero se correlaciona positivamente con la riqueza taxonómica y la calidad del hábitat, condiciones propias de los sitios 8, 10 (arroyo Colorado) y 6 (cañada Benítez). Este eje se correlaciona negativamente con la calidad del agua (ICA) y las superficies porcentuales de viñedo y de bosque, que se presentaron con valores altos en los sitios 7 y 2 (cañada Rocha), y en menor medida en el 5. El segundo eje se correlaciona positivamente con tres taxones de insectos, dominantes en el sitio 7, y negativamente con dos taxones de moluscos, dominantes en el sitio 5.

DISCUSIÓN

Las bodegas presentan un alto consumo de agua y el vertido de materia orgánica, sólidos en suspensión, pocos nutrientes, polifenoles, aceites y desinfectantes (Molina Ubeda & Díaz Barcos, 2002). Aunque la mayor parte de los tóxicos sería eliminada en los procesos enotécnicos (Navarro *et al.*, 1997 y 1999; Oliva *et al.*, 2000; Fernández *et al.*, 2004), es válido presumir que aun una escasa cantidad es suficiente para afectar sistemas pequeños como los aquí estudiados.

Otra fuente de alteración del sistema es el ganado que acude a beber a los arroyos, pues afecta la vegetación ribereña, las orillas y los sedimentos y aporta materia orgánica y nutrientes con sus heces. Asimismo, la canalización y las represas alteran la dinámica del sistema acuático, interrumpiendo el intercambio de agua y nutrientes entre el arroyo y su valle de inundación (Greet *et al.*, 2011).

Los efectos de la contaminación se agudizan cuando se alteran los cursos y se elimina la vegetación ribereña (Moreno *et al.*, 2009). En particular estos cursos de cabecera, por sus reducidas dimensiones, dependen mucho de su área ribereña para procesos como la regulación térmica, la estabilidad de sus orillas y el ingreso de materia orgánica (Osborne & Kovacic, 1993; Imholt *et al.*, 2010; Studinski *et al.*, 2012). El monte ribereño puede ser muy importante para mejorar la conductividad, el oxígeno, amonio y fósforo (Fernandes *et al.*, 2014) y para los invertebrados (Wahl *et al.*, 2013).



Figuras 3a-c. Valores promedio y desviación estándar de diferentes parámetros fisicoquímicos en los seis sitios de muestreo en la cuenca del arroyo Colorado, Uruguay. a) Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica suspendida (MO). b) Fósforo total y fosfato. c) Nitrógeno total y nitrato.

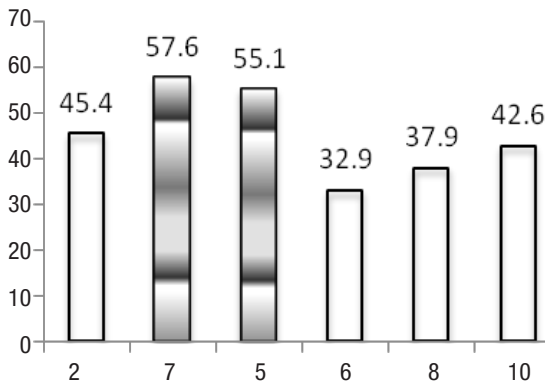


Figura 4. Valores del Índice de Calidad de Agua ICA-Santa Lucía en los seis sitios muestreados en la cuenca del arroyo Colorado, Uruguay. Las barras vacías corresponden a calidad "mala" y las sombreadas a calidad "regular".

No se encontraron diferencias en la luz, la corriente y el sedimento que expliquen la abundancia de macrófitas acuáticas en la cañada Benítez y su escasez en la cañada Rocha. Sin embargo, el curso de la cañada Rocha se encuentra rectificad, lo que facilitaría una mayor velocidad de corriente e impediría el establecimiento de las macrófitas. La alta turbidez del agua, excepto en los sitios 6 y 8, no se explicaría por una resuspensión de sedimentos, ya que no había suficiente corriente de agua para ello. Probablemente, se trate de coloides (1 µm,

no filtrable) que se mantienen suspendidos en la columna de agua aun sin corriente. Los sitios con mejor calidad del hábitat tienen monte, macrófitas y menor turbidez del agua. El mayor contenido de materia orgánica en el sedimento del sitio 2 es debido a la presencia de limo, y es menor en el 6 por la arena y la grava.

Debido a su corta extensión a lo largo de un terreno homogéneo, el curso no presenta gradientes morfométricos longitudinales. Son cursos en general encajonados, capaces de cambiar rápidamente su velocidad de corriente y caudal. En estos cursos pequeños el caudal está sumamente alterado por la extracción de agua, la canalización y el embalsado. El régimen natural de caudal con sus variaciones es un factor de suma importancia en el mantenimiento del ecosistema fluvial (Greet *et al.*, 2011).

La temperatura no mostró diferencias significativas entre sitios porque es más importante la variación temporal; sin embargo, el mínimo siempre se registró en el sitio 8, seguido del sitio 6, seguramente debido a la sombra del dosel y a la poca circulación del agua.

La alta conductividad y baja cantidad de oxígeno disuelto en el sitio 6 podría explicarse por el vertido encontrado antes del mismo. Pero también el sitio 8, sin aportes próximos, presentó bajos valores de oxígeno y alta conductividad, lo que prolonga aguas abajo los efectos de lo ocurrido aguas arriba. Los promedios y casi todos los valores de oxígeno de los sitios 2, 6 y 8 estuvieron por debajo del mínimo admitido (5 mg/l) nacional (Decreto 253/79) e internacionalmente (Unión Euro-

Tabla 4. Invertebrados colectados en el arroyo Colorado, Uruguay y sus afluentes.

Phylum	Clase	Familia	SITIOS						total	
			C. Rocha		C. Benítez		A. Colorado			
			2	7	5	6	8	10		
Arthropoda	Crustacea	Ostracoda	17			1				18
		Decapoda		4			2	1		7
		Amphipoda				2	18	2		22
	Insecta	Ephemeroptera					51	14		65
		Odonata					7	2		9
		Lepidoptera						3		3
		Hemiptera		8		7		2		17
		Coleoptera		3		1		1		5
		Diptera NI	1	3		1	51	8		64
		Chironomidae			5	8				13
Culicidae				7				7		
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriidae	2		24		15	3		44
		Gasteropoda								
		Hydrobiidae		2	33		262	1		298
		Ampullariidae	2	1	9		3	1		16
		Planorbidae	1		124	1				126
	Ancylidae			3		5	4		12	
	Lymnaeidae	3			1				4	
Annelida	Hirudinea	Glossiphoniidae	2		2	1	9	5		19
	Oligochaeta	Tubificidae			8	29	1			38
RIQUEZA (taxa)			7	6	8	11	11	13		19
ABUNDANCIA (individuos)			28	21	208	59	424	47		787

C. = Cañada. A. = Arroyo. NI = No identificado.

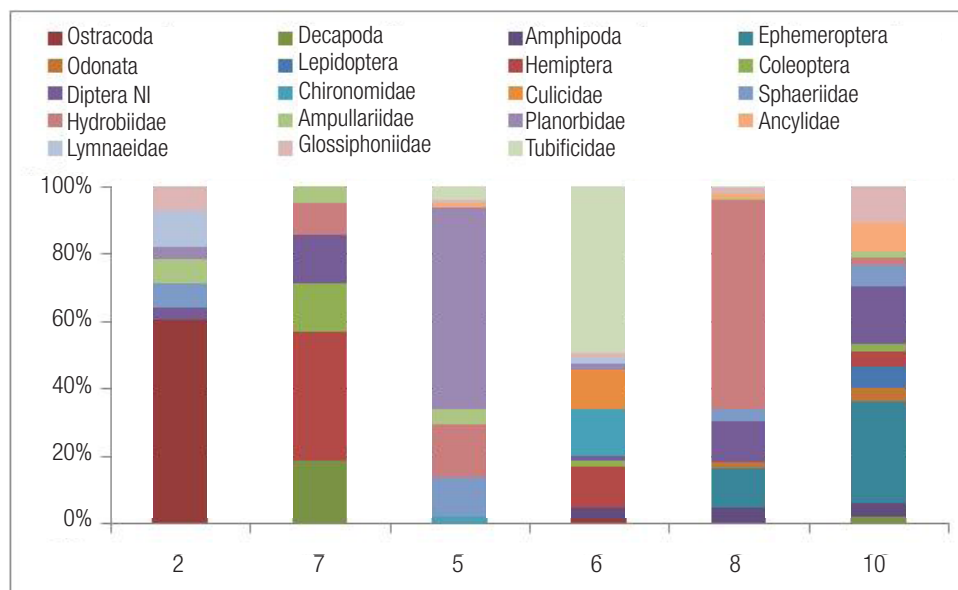


Figura 5. Composición porcentual de los macroinvertebrados acuáticos en los distintos sitios de muestreo en el arroyo Colorado, Uruguay.

pea —UE— y Canadá: Chapman, 1996). El nitrato está por debajo de los estándares establecidos tanto a nivel nacional (10 mg/l N, Decreto 253/79) como por los que marca la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la UE (50 mg/l N: Chapman, 1996), mientras que todas las concentraciones de PT superan el umbral nacional (0.025 mg/l Decreto 253/79), pero no el de la UE (5 mg/l: Chapman, 1996).

Mientras la cañada Rocha muestra una recuperación en el ICA aguas abajo, de mala a regular, la cañada Benítez se deteriora de regular a mala, y así se mantiene en el arroyo Colorado, que nunca llega a recuperarse.

El muestreo del zoobentos se realizó sólo en verano, cuando los caudales reducidos facilitan el acceso a los arroyos, se concentran los contaminantes y estabilizan las comunidades (Villamarín *et al.* 2013). Además, Suren y Jowett (2006) encontraron en un clima similar que la abundancia de los Ostracoda, Coleoptera, Chironomidae, Oligochaeta y Gastropoda, que son 64% de los individuos aquí colectados, mostraba poca variación estacional. El muestreo semicuantitativo es un método rápido que permite coleccionar más grupos al cubrir una mayor área (Metzeling *et al.*, 2003). Por otra parte, la riqueza de taxones superiores (órdenes y familias) tiene la ventaja de incluir una mayor distancia filogenética (Marchant, 2007).

La ausencia de filtradores entre los organismos colectados puede estar relacionada con la reducción del caudal, una de las principales alteraciones de los ríos que reduce su capacidad de autodepuración (Graeber *et al.*, 2013). Varios de los grupos encontrados son indicadores de contaminación orgánica.

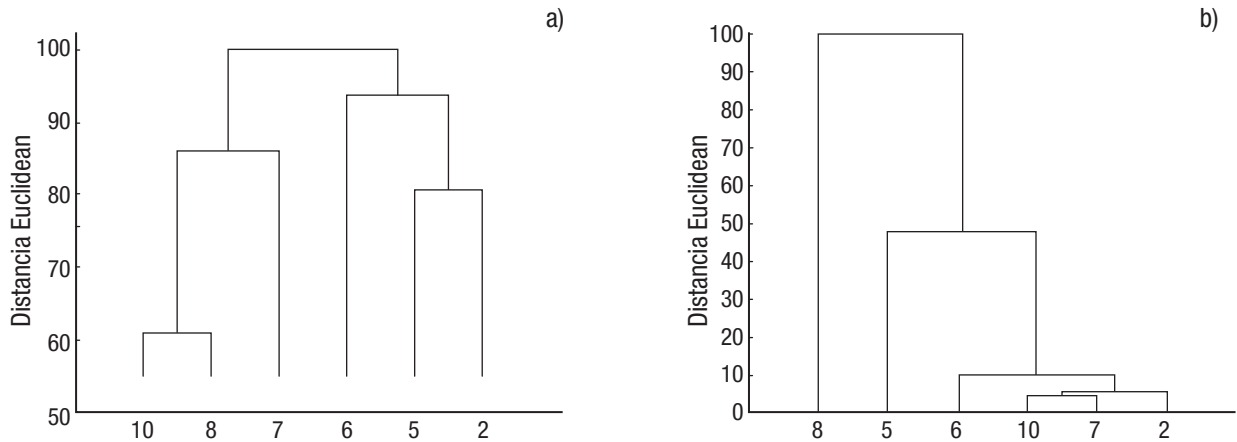
La menor riqueza de los invertebrados en la cañada Rocha obedecería a la contaminación, que reduce el número de taxones presentes (Margalef, 1983). Los sitios 7 y 10 presentaron comunidades más equilibradas y de composición similar, lo que significa que podrían ser posibles sitios de recuperación, la cual ha sido interrumpida por el encuentro con la cañada Benítez (sitio 8). Todos los otros sitios presenta-

ron alta abundancia de grupos tolerantes. El sitio 2 se parece más a los de la cañada Benítez que a los ubicados aguas abajo, lo cual coincide con lo anterior.

A pesar de que los sitios 6 y 8 fueron los únicos con remanentes de monte ribereño, no presentaron mayor riqueza de invertebrados y también estuvieron dominados por grupos tolerantes a la contaminación. La literatura es contradictoria al respecto. Johnson *et al.* (2013) encontraron que las diferencias en la estructura de la comunidad estaban correlacionadas con la conductividad y el fósforo inorgánico disuelto. Para Coe *et al.* (2013) era la cuenca y no el bosque inmediato lo que mejor explicaba la estructura bentónica. En cambio, Ríos y Bailey (2006) encontraron un incremento de la diversidad conforme aumenta la cobertura arbórea a escala de tramo de arroyo (largo muestreado). Dicho estudio fue hecho en 33 microcuencas y 3500 km², el cual es un resultado estadístico y no puntual, como el del presente trabajo. Che Salmah *et al.* (2013) encontraron que la fragmentación del bosque tuvo un efecto negativo en la diversidad de insectos acuáticos, pero no en sus abundancias.

Los primeros sitios de cada curso presentaron cierto dominio de moluscos, los que en general se asocian a moderados niveles de contaminación orgánica, pero son sensibles a una reducción del oxígeno disuelto. La eutrofización puede favorecer a los moluscos al ofrecerles más recursos (Ciparis *et al.*, 2013). Fernández y Schnack (1977) consideran al hidróbido *Heleobia piscium* sensible a la contaminación, y al planorbido *Biomphalaria peregrina*, tolerante. La familia Planorbidae puede ser considerada como muy tolerante (Harman, 1974; Branco, 1986).

Los oligoquetos tubificidos se adaptan a un extenso rango de condiciones ambientales, por lo que suelen ser dominantes donde hay mucha materia orgánica y el sedimento es pobre en oxígeno (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Timm, 1980; Grimm, 1987; Brinkhurst & Marchese, 1992). Los tubificidos son indicadores útiles en el diagnóstico de la ca-

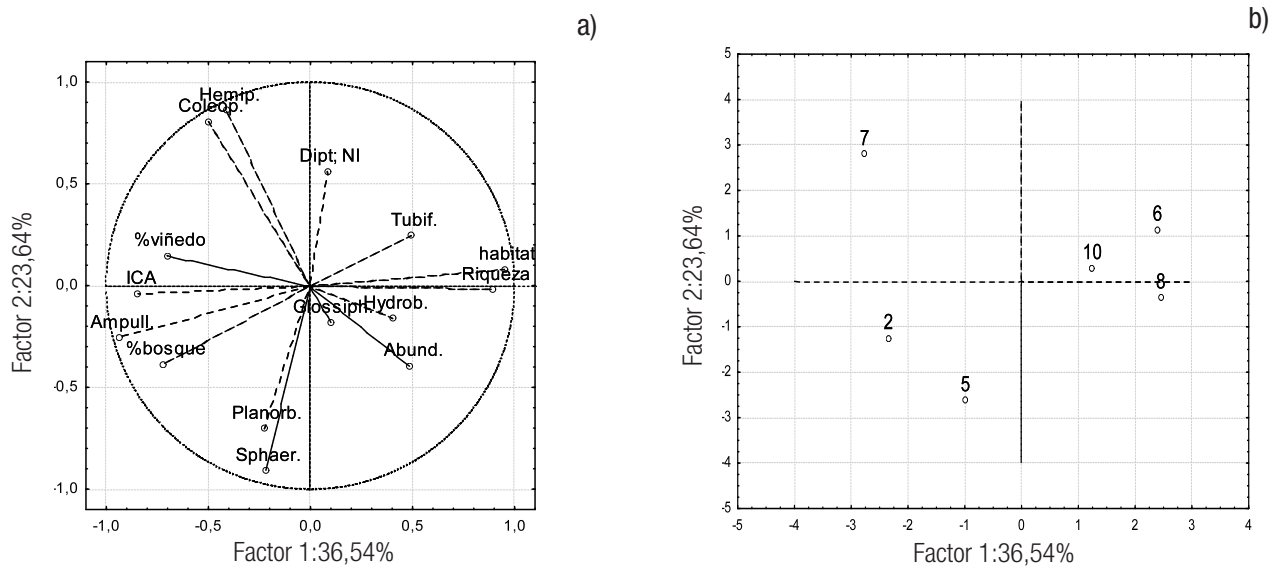


Figuras 6a-b. Dendrogramas de la distancia euclidiana entre sitios según la presencia / ausencia (a) y la abundancia relativa (b) de los macroinvertebrados acuáticos en el arroyo Colorado, Uruguay.

lidad ecológica de los sistemas acuáticos (Learner, 1979; Lang, 1990; Milbrink, 1994). En el sistema del arroyo Colorado es precisamente en el sitio 6, y sólo allí, donde son dominantes.

Los ostrácodos se hallan en una amplia diversidad de ambientes, por lo que se les ha considerado indicadores útiles de calidad del agua (Liberto, 2010). Muchas especies pueden tolerar bajas concentraciones de oxígeno gracias a su corto ciclo de vida y la producción de huevos de resistencia (Thorp & Covich, 2001). Los anfípodos y los decápodos ocupan una gran variedad de aguas no contaminadas, más o menos confinados al sustrato somero con abundante oxígeno (Arocena, 1999). En este caso no fueron abundantes ni frecuentes, a diferencia de otros sistemas similares de la región.

Los efemerópteros, en general sensibles a la contaminación y de importancia en el sitio 10, pueden indicar cierta recuperación del curso. Los hemípteros, dominantes en el sitio 7, son un grupo heterogéneo con diferentes grados de adaptación al medio, por lo que es necesaria una mayor resolución taxonómica para interpretar su presencia. La mayoría de las larvas de dípteros se alimenta de materia orgánica y son frecuentes en ambientes en descomposición (Scatoni *et al.*, 2009). La familia Chironomidae contiene grupos tolerantes, aunque también hay algunos sensibles (Medina & Paggi 2004), y suele ser la familia de dípteros más frecuente y abundante, que domina junto con los tubificidos en sedimentos orgánicos pobres en oxígeno (Arocena, 1999; Marchese & Paggi, 2004; Khan & Colbo, 2008) como sucede en el sitio 6. La presencia de estos organismos indican aguas con contaminación orgánica y baja capacidad de autodepuración (Chalar, 1994).



Figuras 7a-b. a) Proyección de las variables. b) Proyección de los sitios de muestreo en el arroyo Colorado, Uruguay, según el análisis de Componentes Principales.

El ACP muestra que los sitios del arroyo Colorado tienen una comunidad bentónica más rica y un mejor hábitat. Sin embargo, la calidad del agua es peor allí que en las nacientes. Aparentemente, la comunidad bentónica depende más en nuestro caso del estado del tramo que de la calidad del agua, la que respondería al uso del suelo en toda la cuenca. Las nacientes se proyectan en la parte inferior del plano del ACP debido al predominio en las mismas de los moluscos, que son en parte reemplazados aguas abajo por los insectos.

En síntesis, la cañada Rocha está canalizada y tiene escasas macrofitas, mayor concentración de nutrientes y menor riqueza y abundancia de invertebrados. El ICA muestra una recuperación aguas abajo, con la comunidad bentónica más equilibrada. Junto con el sitio 5, tiene la peor calidad del hábitat. En la cañada Benítez hay abundantes macrofitas acuáticas, y el ICA se deteriora aguas abajo y así se mantiene en el arroyo Colorado. Los sitios 6, 8 y 10 tienen los mayores puntajes de calidad del hábitat, aunque los dos últimos muestran las orillas desmoronadas por acción del ganado. La cañada Rocha sufre eutrofización en sus nacientes, para la cual presenta aún cierta capacidad de autodepuración. Por el contrario, la cañada Benítez sufriría un impacto por sustancias tóxicas de las bodegas e interrumpiría la recuperación de la cañada Rocha. Aguas abajo de su confluencia se retomaría el proceso de autodepuración, al menos en algunas de las variables analizadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto Arroyito Colorado, iniciativa de las Chacras Comunitarias La Tierrita y La Comarca, que busca mejorar el ecosistema hídrico mediante acciones comunitarias regenerativas, y por la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República de Uruguay. El proyecto recibió fondos del Programa de Pequeñas Donaciones del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Agradecemos a Yamilia Martínez por su colaboración en la realización de muestreos y análisis de laboratorio.

REFERENCIAS

- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 1995. *Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos* (ISO 7828: 1985) UNE EN 27828.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. *Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería, vol. II: pp. 203-213.
- APHA (American Public Health Association). 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA/AWWA/WPCF. Washington: 1268 p.
- AROCENA, R. 1999. Cap. 18 Zoobentos. In: Arocena R. & D. Conde (Eds.). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales*. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo: pp. 182-193.
- AROCENA, R., G. CHALAR, D. FABIÁN, L. DE LEÓN, E. BRUGNOLI, M. SILVA, E. RODÓ, I. MACHADO, J.P. PACHECO, R. CASTIGLIONI & L. GABITO. 2008. *Evaluación Ecológica de Cursos de Agua y Biomonitorio*. Informe final del Convenio de Cooperación Técnica y Científica entre DINAMA y Facultad de Ciencias. <http://limno.fcien.edu.uy/pdf/informes/CalEcolCurso-sAguaCcaStaLucia.pdf>
- BAPTISTA, D. F., D. F. BUSS, M. EGLER, A. GIOVANELLI, M. P. SILVEIRA & J. L. NES-SIMIAN. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94. DOI: 10.1007/s10750-006-0286-x
- BASS, D. & R. C. HARREL. 1981. Water quality of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia* 76: 69-79.
- BENTANCOURT PÉREZ, C. M., E. R. MORELLI MAZZEO & I. B. SCATONI. 2009. *Insectos del Uruguay*. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 658 p.
- BRANCO, S. M. 1986. *Hidrobiología aplicada 'a engenharia sanitária*. CETESB/ASCETESB, Sao Paulo. 640 p.
- BRINKHURST, R. O. & B. G. M. JAMIESON. 1971. *Aquatic Oligochaeta of the World*. Oliver & Boyd. Edinburgh. 860 p.
- BRINKHURST, R. O. & M. R. MARCHESI. 1992. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. Colección Climax N° 6, Santa Fé. 207 p.
- CHALAR, G. 1994. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad del agua. *Revista Chilena de Historia Natural* 67: 129-141 DOI: 10.1016
- CHALAR, G., R. AROCENA, J. P. PACHECO & D. FABIÁN. 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11 (2): 362-369.
- CHAPMAN, D. (Ed.). 1996. *Water Quality Assessments*. UNESCO-WHO-UNEP.
- CHE SALMAH, M. R., S. ABDO AL-SHAMI, M. ROSEMAHANIE MADRUS & A. HASSAN RAWI, C. S. M., S. A. AL-SHAMI, M. R. MADRUS & A. H. AHMAD. 2013. Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecology* 47 (1): 75-85. DOI: 10.1007/s10452-012-9426-8
- CIPARIS, S., D. D. IWANOWICZ & J. REESE VOSHELL JR. 2013. Relationships between nutrient enrichment, pleurocerid snail density and trematode infection rate in streams. *Freshwater Biology* 58 (7): 1392-1404. DOI: 10.1111/fwb.12135
- COE, H. J., X. WEI & P. M. KIFFNEY. 2013. Linking forest harvest and landscape factors to benthic macroinvertebrate communities in the interior of British Columbia. *Hydrobiologia* 717 (1): 65-84. DOI: 10.1007/s10750-013-1573-y
- CONDE, D., J. GORGA & G. CHALAR. 1999. Cap. 11. Nitrógeno, fósforo y sílice. In: Arocena, R. & D. Conde (Eds.). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales con ejemplos de limnología en Uruguay*. Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo, pp. 29-43.
- CONDE, D., R. AROCENA & L. RODRÍGUEZ-GALLEGO. 2002. *Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II)* Parte I *Ambios* 3 (10): 5-9. Parte II *Ambios* 4 (11): 32-33.

- CUDE, C. 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (1): 125-137. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x
- DALE, V. H. & S. C. BEYELER. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1 (1): 3-10. DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00003-6
- DOMÍNGUEZ, E. & H. R. FERNÁNDEZ (Eds.). 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 656 p.
- FERNANDES, J. D. F., A. L. T. DE SOUZA & M. O. TANAKA. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* 724 (1): 175-185. DOI: 10.1007/s10750-013-1732-1
- FERNÁNDEZ, L. A. & J. A. SCHNACK. 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires.). *Ecosur* 4 (8): 103-115.
- FERNÁNDEZ, M. J., A. BARBA & J. OLIVA. 2004. Influencia del tipo de vinificación en la eliminación de residuos de fungicidas. *Tecnología del vino: tratamientos y equipos para viticultura y enología* 16: 30-34.
- FREEMAN, M. C., C. M. PRINGLE & C. R. JACKSON. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1): 5-14. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x
- GILLINGHAM, A. G. & B. S. THORROLD. 2000. A Review of New Zealand Research Measuring Phosphorus in Runoff from Pasture. *Journal of Environmental Quality* 29 (1): 88-96. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010011x
- GRAEBER, D., M. T. PUSCH, S. LORENZ & M. BRAUNS. 2013. Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river. *Hydrobiologia* 717 (1): 147-159. DOI: 10.1007/s10750-013-1570-1
- GREET, J., J. A. WEBB & R. D. COUSENS. 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. *Freshwater Biology* 56 (7): 1231-1247. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02564.x
- GRIMM, R. 1987. Contributions towards the taxonomy of the African Naididae (Oligochaeta). IV. Zoogeographical and taxonomical considerations on African Naididae. *Hydrobiologia* 155: 27-37.
- HALLOCK, D. 1990. Results of the 1990 Water Quality Index Analysis. *State of Washington, Department of Ecology, Memorandum to Dick Cunningham*, July 18, 1990. Washington Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Olympia, WA.
- HARMAN, W. N. 1974. Snails (Mollusca: Bivalvia). In: Hart C. W. & S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York, pp. 275-312.
- IMHOLT, C., C. N. GIBBINS, I. A. MALCOLM, S. LANGAN & C. SOULSBY. 2010. Influence of riparian cover on stream temperatures and the growth of the mayfly *Baetis rhodani* in an upland stream. *Aquatic Ecology* 44 (4): 669-678. DOI: 10.1002/eco.1291
- JOHNSON, R. C., H. SEONG JIN, M. M. CARREIRO & J. D. JACK. 2013. Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology* 58 (5): 843-857. DOI: 10.1111/fwb.12090
- KHAN, B. & M. H. COLBO. 2008. The impact of physical disturbance on stream communities: lessons from road culverts. *Hydrobiologia* 600 (1): 229-235. DOI: 10.1007/s10750-007-9236-5
- LANG, C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24 (2): 327-334.
- LEARNER, M. 1979. The distribution and ecology of the Naididae (Oligochaeta) which inhabit the filter-beds of sewage-works in Britain. *Water Research* 13 (12): 1291-1299.
- LIBERTO, R. 2010. Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae (Crustacea: Ostracoda) del área rioplatense y sus respuestas vitales en bioensayos de toxicidad. Tesis de Doctorado en Ciencias (Naturales), Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 146 p.
- LOPRETTO, E. & G. TELL (eds.). 1995. *Ecosistemas de aguas continentales, Metodología para su estudio*, Tomos I, II y III Ediciones Sur. Argentina. 1401 p.
- MARCHANT, R. 2007. The use of taxonomic distinctness to assess environmental disturbance of insect communities from running water. *Freshwater Biology* 52 (8): 1634-1645. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01785.x
- MARCHESE, M. & A. C. PAGGI. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino INSUGEO*, Miscelánea, 12: 217-224.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona. 1010 p.
- MEDINA, A. I. & A. PAGGI. 2004. Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63 (3-4): 107-118. Metzeling, L., B. Chessman, R. Hardwick & V. Wong. 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia* 510 (1-3): 39-52. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008500.34301.a0.
- MILBRINK, G. 1994. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. *Hydrobiologia* 278: 213-222. DOI: 10.1007/978-94-011-0842-3_24
- MOLINA UBEDA, R. & V. DÍAZ BARCOS. 2002. Sanitización en la industria enológica (II). *Tecnología del Vino* 6: 25-32.
- MONAGHAN, R. M. & L. C. SMITH. 2004. Minimising surface water pollution resulting from farm-dairy effluent application to mole-pipe drained soils. II. The contribution of preferential flow of effluent to whole-farm pollutant losses in subsurface drainage from a West Otago dairy farm. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47 (4): 417-428. DOI: 10.1080/00288233.2004.9513610

- MONAGHAN, R. M., R. J. WILCOCK, L. C. SMITH, B. TIKKISSETTY, B. S. THORROLD & D. COSTALL. 2007. Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture Ecosystems and Environment* 118: 211-222. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.016
- MORENO, P., J. S. FRANÇA, W. R. FERREIRA, A. D. PAZ, I. M. MONTEIRO & M. CALLISTO. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia* 630 (1): 231-242. DOI 10.1007/s10750-009-9796-7
- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÀ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13 (2): 147-163. DOI: 10.1002/aqc.529
- NAVARRO, S., A. BARBA, J. OLIVA, G. NAVARRO & F. PARDO. 1999. Evolution of residual levels of six pesticides during elaboration of red wines. Effect of winemaking procedures in their disappearance. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 47 (1): 264-270. DOI: 10.101021/jf980801aqc.529
- NAVARRO, S., B. GARCÍA, G. NAVARRO, J. OLIVA & A. BARBA. 1997. Effect of wine-making practices on the concentrations of fenarimol and penconazole in rose wines. *Journal of Food Protection* 60 (9): 1120-1124.
- NIJBOER, R. C., P. F. M. VERDONSCHOT & D. C. VAN DER WERF. 2005. The use of indicator taxa as representatives of communities in bioassessment. *Freshwater Biology* 50 (8): 1427-1440. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01405.x
- OLIVA, J., F. PARDO, S. NAVARRO, A. BARBA & G. NAVARRO. 2000. Eliminación de residuos de plaguicidas durante el proceso de vinificación. *Enólogos* 4: 17-21.
- OPP (Oficina de Planeamiento y Presupuesto), OEA (Organización de los Estados Americanos), BID (Banco Interamericano de Desarrollo). 1992. *Uruguay: Estudio Ambiental Nacional*. Secretaría Ejecutiva Para Asuntos Económicos y Sociales, República Oriental del Uruguay. Washington D. C. 343 p. Disponible en línea en: <http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea10s/oea10s.pdf>
- OSBORNE, L. L. & D. A. KOVACIC. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29 (2): 243-258. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x
- PETERSEN, R. C. 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27 (2): 295-306. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00541.x
- POQUET, J. M., J. ALBA-TERCEDOR, T. PUNTÍ, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ, C. ZAMORA-MUÑOZ, C. E. SÁINZ-CANTERO, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, A. M. PUJANTE, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2009. The MEDiterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/ AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 623 (1): 153-171. DOI: 10.1007/s10750-008-9655-y
- PRAT, N., B. RÍOS, R. ACOSTA & M. RIERADEVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: Domínguez E. & H. R. Fernández (eds.) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, pp. 631-654.
- RÍOS, S. L. & R. C. BAILEY. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553 (1): 153-160. DOI: 10.1007/s10750-005-0868-z
- SCRIMGEOUR, G. J. & S. KENDALL. 2003. Effects of livestock grazing on benthic invertebrates from a native grassland ecosystem. *Freshwater Biology* 48 (2): 347-362. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.00978.x
- STAINBROOK, K. M., K. E. LIMBURG, R. A. DANIELS & R. E. SCHMIDT. 2006. Long-term changes in ecosystem health of two Hudson Valley watersheds, New York, USA, 1936-2001. *Hydrobiologia* 571 (1): 313-327. DOI: 10.1007/s10750-006-0254-5
- STUDINSKI, J. M., K. J. HARTMAN, J. M. NILES & P. KEYSER. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686 (1): 107-117. DOI: 10.1007/s10750-012-1002-7
- SUREN, A. M. & I. G. JOWETT. 2006. Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology* 51 (12): 2207-2227. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01646.x
- TESTI, A., S. BISCEGLIE, S. GUIDOTTI & G. FANELLI. 2009. Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (Central Italy). *Aquatic Ecology* 43 (2): 477-486. DOI: 10.1007/s10452-008-9205-8
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 2001. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*: Academic Press, San Diego. 1021 p.
- TIMM, T. 1980. Distribution of Aquatic Oligochaetes. In: Brinkhurst, R. O. & D. G. Cook (Eds.) *Aquatic Oligochaeta Biology*. Plenum Press, Nueva York. pp. 55-77.
- VILLAMARÍN, C., M. RIERADEVALL, M. J. PAUL, M. T. BARBOUR & N. PRAT. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29: 79-92. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.006
- WAHL, C. M., A. NEILS & D. HOOPER. 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology* 58 (11): 2310-2324. DOI: 10.1111/fwb.12211
- Washington Dept. of Natural Resources. (visitado 2014) *Washington Natural Heritage Program* - www.dnr.wa.gov/ResearchScience/Topics/NaturalHeritage/Pages/amp_nh.aspx
- WESTRA, L., P. MILLER, J. R. KARR, W. E. REES & R. E. ULANOWICZ, 2000. Ecological Integrity and the Aims of the Global Integrity Project In: Pimentel, D., L. Westra & R. F. Noss (Eds.). *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation, and Health*. Island Press, Washington, D.C, pp. 19-41.