

Evaluación de la calidad de agua del Arroyo Flores (San José, Uruguay) mediante macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación orgánica

Universidad de la República
Licenciatura en Ciencias Biológicas
Orientación Ecología

Informe de Pasantía

Soledad Fagúndez
Tutor: Dr. Rafael Arocena
Sección Limnología
Facultad de Ciencias

Enero, 2012



**FACULTAD DE
CIENCIAS**

UDELAR fcien.edu.uy



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

¡Pare primo la canoa!
que me parece que llora
el pescador allá en la orilla
si le matan la semilla
que la vida le dará
no hay flores en la ribera
sólo peces muertos hay
qué molleja primo
tan cristalino que estaba
el lago ayer
no es palafito lo que está matando
todo lo que hay en él

Alí Primera

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mi tutor-guía de esta etapa de mi carrera tan importante, el Dr. Rafael Arocena, quien me guió de manera muy eficiente siempre que lo necesité.

A Juan Pablo Pacheco, quien me ayudó en la etapa de identificación taxonómica de bivalvos, momentos que se tornaron dificultosos para quien no sabe de taxonomía.

A Tamara quien fue que propuso este trabajo y que con sus ganas y simpatía nos estimuló en el comienzo del mismo.

A Natalia quien ayudó en el muestreo y compartió momentos de dicha pasantía.

A mis amigos y familia que en este tiempo me ayudaron, ya sea logística o anímicamente.

Y por último, agradecerle a Bernardo por su apoyo incondicional.

¡¡¡MUCHAS PERO MUCHAS GRACIAS A TODOS!!!

ÍNDICE

1. Introducción	1
2. Área de estudio	5
2.1. Antecedentes	6
3. Objetivos	8
4. Metodología	9
4.1. Obtención y procesamiento de muestras	9
4.2. Análisis de datos	10
5. Resultados	14
5.1. Zona riparia	14
5.2. Parámetros físicoquímicos.....	15
5.3. Materia orgánica	16
5.4. Macroinvertebrados bentónicos	17
6. Discusión	24
7. Conclusiones	29
8. Perspectivas	30
9. Bibliografía	31

RESUMEN

Los ecosistemas fluviales son de los más impactados por el hombre, dado que además de su utilización como recurso o para recreación, se utilizan como vertederos de efluentes industriales y domésticos. Dichos efluentes aportan una gran cantidad de materia orgánica al cuerpo de agua, muchas veces superando la capacidad de autodepuración de éste. La contaminación orgánica es uno de los tipos más comunes de contaminación en nuestro país, provocando efectos negativos en la biodiversidad del sistema, aumentando la abundancia de aquellos taxones más tolerantes a la carga orgánica y eliminando los más sensibles.

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos son muy buenos bioindicadores de calidad de agua. Este atributo se debe a que viven durante un tiempo prolongado asociados al sedimento y a las sustancias químicas que se depositan en éste, por su hábito sedentario y debido a que son cosmopolitas permiten realizar estudios comparativos. El Arroyo Flores, ubicado en el Departamento de San José, recibe efluentes domésticos e industriales de la Ciudad de Libertad, además de la materia orgánica de origen agropecuario proveniente de algún tambo situado en su cercanía. Este estudio tuvo por objetivo principal la evaluación de calidad de agua, estableciendo cómo afecta la carga orgánica en diversas partes del arroyo. Se tomaron muestras de sedimento y zoobentos mediante draga, en seis estaciones de muestreo, donde realizaron mediciones fisicoquímicas del agua. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica del zoobentos. Se aplicaron métodos univariados (ANOVA) para el análisis de riqueza, diversidad y equitatividad del bentos y contenido de materia orgánica; y multivariados (MANOVA) para el análisis de abundancia y comparación de parámetros comunitarios. Se concluyó que el arroyo Flores se encuentra con una alta degradación, aunque en grado diferente entre los sitios de muestreo. La estación 6 fue la que se encontró con mejor salud ambiental, debido que el efecto de la carga orgánica podría estar mitigado por el proceso de autodepuración del sistema aguas abajo del ingreso de los efluentes. Dicha estación presentó la mayor riqueza y diversidad en comparación con los demás sitios de muestro. Además fue una

de las estaciones que presentó menor porcentaje de materia orgánica contenida en el sedimento, y la mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales se encuentran determinados por la forma y dimensiones del cauce, las propiedades químicas de sus aguas, la diversidad de hábitats, comunidades biológicas y usos del suelo que se llevan a cabo en la cuenca de drenaje, como lo son la agricultura, forestación, urbanización, entre otras (Elosegi & Sabater, 2009).

Los cursos de agua son utilizados como fuentes de recursos, con fines recreativos y también como medio donde se vierten desechos, por lo que dichos sistemas sufren alteraciones ambientales. Los ríos y arroyos urbanos son de los sistemas más degradados e impactados desde el punto de vista ambiental por actividades antrópicas (Hynes, 1970).

Los tipos de contaminación más comunes en estos cuerpos de agua son por materia orgánica y nutrientes (Pavé & Marchese, 2005). Son causados por fuentes puntuales de origen urbano y/o industrial, cuyos vertidos llegan mediante colectores; o difusa, generalmente por la actividad agropecuaria, donde los nutrientes y materia orgánica generada, llegan al curso por medio de la escorrentía.

Un sistema de aguas corrientes en condiciones naturales puede verse protegido de esta entrada alóctona tanto de materia orgánica como de nutrientes, debido a que la erosión en su cuenca es baja y la vegetación riparia actúa como una barrera para la entrada de nutrientes al sistema (Elosegi & Díez, 2009).

Cuando dichas condiciones se ven alteradas por actividades humanas, como lo son la agricultura, forestación, tala de monte nativo, urbanización, el ecosistema sufre alteraciones de diversa índole, desde cambios en su estructura física así como también provocando desequilibrios en la trama trófica fluvial (Pozo & Elosegi, 2009). El aporte excesivo de materia orgánica y nutrientes de origen alóctono puede superar la capacidad de autodepuración del sistema llevando a alteraciones físicas, químicas y

biológicas en el mismo. Si dicha capacidad es superada, se produce una alteración de las características físicas, químicas y biológicas del sistema. Esto depende del grado de contaminación y de las características del sistema (Conde *et al.*, 2002).

Un aporte elevado de materia orgánica provoca un incremento en la actividad microbiana, la cual descompone el sustrato orgánico produciendo la liberación de nutrientes inorgánicos como amonio y fosfato, y consumiéndose el oxígeno (Correa, 2000; Alonso & Camargo, 2005). El aporte de nutrientes inorgánicos mediante los vertidos industriales y agrícola- ganaderos puede provocar un aumento en la biomasa de los productores primarios (Arocena *et al.*, 1996).

Los invertebrados son de los organismos que mejor se han adaptado a los ecosistemas fluviales y habitan diversos ambientes acuáticos a excepción de sistemas altamente degradados (Rodriguez Capítulo *et al.*, 2009).

En condiciones prístinas, el sistema fluvial presenta una alta riqueza y diversidad, pero cuando estos ecosistemas son alterados por actividades humanas, las comunidades biológicas también se ven alteradas (Miserendino *et al.*, 2008), llevando a la pérdida de diversidad de la flora y fauna (Mezquita *et al.*, 1999), aumentando la abundancia de los taxones más tolerantes (Allan, 1995) ya que todos los organismos poseen rangos de tolerancia distintos como respuesta a parámetros físicos y químicos, lo que causa que ciertos taxones se encuentren en lugares más contaminados (Chalar, 1994).

Respuestas biológicas a la contaminación ambiental son muy utilizadas en la actualidad (Couceiro *et al.*, 2006), ya que son complementarias a las evaluaciones físico-químicas del agua, debido a que estas mediciones muchas veces ofrecen información limitada (Fenoglio *et al.*, 2002).

Los macroinvertebrados son muy buenos indicadores de calidad de agua y de los más utilizados actualmente para monitoreos de contaminación en cuerpos de agua (Chalar *et al.*, 2011). Entre las características que los hacen propicios para estos

estudios se encuentra el vivir en asociación con el sedimento y con las sustancias que se depositan en éste y por su hábito sedentario ya que permanecen en su hábitat (Rosemberg & Resh, 1993; Maue & Springer, 2008) y debido a que son cosmopolitas permiten realizar estudios comparativos (Figueroa *et al.*, 2003). Además forman parte de las tramas tróficas y juegan un papel fundamental en la descomposición de materia orgánica y reciclaje de nutrientes en el ecosistema (Reece & Richardson, 2000; Li Li *et al.*, 2010).

Los macroinvertebrados bentónicos son una comunidad de invertebrados que se encuentran asociados al sedimento. Entre los macroinvertebrados bentónicos se incluyen los oligoquetos, hirudíneos, gasterópodos, bivalvos, crustáceos e insectos. Los taxones tienen una distribución agregada variable según las condiciones ambientales y recursos (Johnson *et al.*, 1993). Las comunidades bentónicas que se encuentran en sistemas contaminados orgánicamente se componen por taxones oportunistas y tolerantes como los quironómidos y oligoquetos (Moss, 1980). Los macroinvertebrados bentónicos moderadamente tolerantes a la contaminación orgánica se constituye por gasterópodos, odonatos, tricópteros y anfípodos, y aquellos sensibles a la carga orgánica se representa principalmente por plecópteros, bivalvos y efemerópteros (Arocena, 1999).

Una forma de evaluar la calidad de agua es mediante índices bióticos. Entre ellos se encuentran el Índice biótico de Trent (TBI) (Johnson *et al.*, 1993), Índice Chandler (Johnson *et al.*, 1993) e Índice biótico BMWP (Roldán Pérez, 2003), entre otros. El índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party) es un método muy simple para evaluar la calidad de agua, el cual se basa en la utilización de macroinvertebrados bentónicos (Roldán Pérez, 2003) para valorar el estado ecológico de un sistema de aguas corrientes.

Nuestro país, cuenta con una vasta red de sistemas fluviales, cuya preservación es de fundamental importancia para su desarrollo sustentable. En este sentido, la evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de indicadores biológicos, es una herramienta clave a testear para su incorporación en programas de monitoreo

ambiental. En este estudio, se evalúa la calidad de agua de un arroyo de planicie (Arroyo Flores) situado en el sur de Uruguay (San José) utilizando conjuntamente parámetros físico-químicos y descriptores de la comunidad de macroinvertebrados.

2. ÁREA DE ESTUDIO



Fig 1. Imagen del Arroyo Flores con sus respectivas estaciones de muestreo y su cuenca hidrográfica (Google Earth).

El Arroyo Flores nace en las cercanías de la ciudad de Libertad en el Departamento de San José, Uruguay. Se dirige de W a E, desembocando en el río San José (Fig. 1). Su cuenca hidrográfica se encuentra sobre el acuífero Raigón, el cual es la principal fuente de agua potable para la Ciudad de Libertad (Avellán *et al.*, 2009). La causa principal de la degradación de este arroyo es el vertido de aguas domésticas, industriales, y residuos de la actividad lechera, ya que en su trayecto atraviesa instalaciones de ordeño.

El Arroyo Flores, recibe efluentes de la ciudad de Libertad. Los vertidos domésticos originarios de dicha ciudad se evacuan mediante un sistema donde se separan los desagües pluviales de los residuales, los que luego se trasladan mediante el alcantarillado bajo la trama de la ciudad hacia las plantas de tratamiento. Los efluentes pasan, en primera instancia, por un pretratamiento, en donde se separan los

sólidos de las aguas residuales (OSE, 2011). Luego se dirigen hacia las plantas de tratamiento, donde se realiza un tratamiento biológico por sistema natural mediante laguna de oxidación, con el objetivo principal de reducir la concentración de materia orgánica. El proceso termina con la disposición final de residuos en el arroyo Flores.

Este sistema de aguas corrientes, también recibe residuos de origen lechero. Los efluentes que se generan en los tambos, se componen de agua, orina, restos de leche, heces, restos de alimentos, por lo que al ser éstos arrastrados hacia el arroyo por el lavado, se produce un aporte importante de materia orgánica. A su vez, algunos tambos arrojan parte de la materia orgánica generada en dichos establecimientos, al cuerpo de agua receptor más cercano, mediante un colector puntual. Además, el acceso directo de los animales ganaderos al curso de agua implica un aporte de nutrientes, debido a que defecan en el propio curso y modifican el sustrato por el pisoteo.

2.1. ANTECEDENTES

En el año 2004, se realizó un estudio de Maestría en este cuerpo de agua. Los resultados revelaron que los vertidos que recibe tienen como consecuencia la degradación de sus aguas (Avellán, 2004).

En el año 2008 se implementó un plan piloto basado en el manejo integrado de la cuenca, con el fin de frenar la contaminación del acuífero Raigón. Cuando se produce la contaminación de los acuíferos, es más difícil de revertir la situación, ya que las aguas subterráneas tienen un tiempo de renovación muy lento en comparación con las superficiales, por lo que pueden considerarse como un recurso no renovable en términos de escala humana (MVOTMA, 2008). Uno de los objetivos de ese plan piloto fue el dialogar con los pequeños productores de la zona, buscándose soluciones en conjunto. Entre ellas, la construcción de humedales, aumento y constancia de

monitoreos de calidad de agua y gestión integral en futuras acciones (Avellán *et al.*, 2009).

Dado estos antecedentes y teniendo en cuenta que ya se instauró el diálogo con los diversos actores sociales, este estudio pretende generar más información acerca de la calidad ecológica de la zona y por ende ser tenido en cuenta para futuros diagnósticos, planes de manejo y restauración.

3. OBJETIVOS:

3.1. OBJETIVO GENERAL:

- ▶ Evaluar la calidad de agua de un arroyo de planicie mediante el uso de parámetros físicoquímicos y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- ▶ Establecer cómo afecta la carga orgánica a la diversidad de macroinvertebrados bentónicos de cada estación de muestreo.
- ▶ Comparar el estado de las diversas estaciones de muestreo mediante índices de riqueza, diversidad y equitatividad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
- ▶ Categorizar la calidad de agua mediante el índice biótico BMWP.

La Hipótesis de este trabajo plantea que los vertidos residuales, industriales y agrícolas que recibe el cuerpo de agua afecta de manera negativa la calidad de éste. Se espera que en las estaciones con una mayor carga orgánica en los sedimentos, la diversidad de macroinvertebrados bentónicos sea menor.

4. METODOLOGÍA

4.1. OBTENCIÓN Y PROCESAMIENTO DE MUESTRAS

El muestreo fue puntual en el tiempo y se realizó en el mes de noviembre del año 2008. Se muestreó en 6 estaciones, denominadas: **E1-** Aguas pluviales, **E2-** Aguas residuales, **E3-** Bidegain, **E4-** Gonzalo, **E5-** Laguna y **E6-** Los Potros (Fig. 1 y 2). Se relevó la vegetación de la zona riparia y uso de suelo en la zona inmediata al curso de agua en cada estación de muestreo. Se tomaron medidas de ancho y profundidad, pH, temperatura y oxígeno disuelto (OD) con sensores de campo Horiba.

En cada una de estas estaciones se tomaron 3 réplicas de sedimento junto con macroinvertebrados con draga Ekman (0,0484 m²), las que se tamizaron con un tamiz de 0,5 mm. Las muestras de macroinvertebrados fueron fijadas en alcohol al 70%.

En el laboratorio se identificó taxonómicamente el bentos a nivel de género o familia, bajo lupa (microscopio estereoscópico). Que en algunos casos se haya llegado a nivel de género y en otros de familia se debe a que algunas de las claves disponibles no son específicas para nuestra región geográfica. Los oligoquetos y quironómidos se montaron con una gota de glicerina y observaron bajo microscopio óptico. Se utilizaron las claves de: Lopretto & Tell (1995); Brinkhurst & Marchese (1989); Cranston & Reiss (1983); Coffman & Ferrington (1984); y Roldán Pérez (1988).

Las muestras de sedimento se conservaron en frío hasta su secado a 100° C durante 24 horas y quemado a 400° C durante 2 horas para conocer su contenido de materia orgánica (Arocena, 1999a).



Fig. 2. Aspecto de las estaciones de muestreo. E1- Aguas Pluviales, E2- Aguas Residuales, E4- Gonzalo y E6- Los Potros.

4.2. ANÁLISIS DE DATOS:

Se analizó la normalidad de la distribución y homogeneidad de los datos. La normalidad se analizó mediante el Test de Shapiro-Wilks, y la homocedasticidad mediante el Test de Levene. Para todos los análisis se utilizó el Programa Estadístico PAST.

Para la materia orgánica, los datos extremos, considerados como sospechosos, fueron testeados mediante el Test de Dixon, utilizado para descartar outliers (Delgado, 2004) (Tabla 1).

Q obs= (sospechoso – más cercano)/ (más grande – más pequeño)

Tabla 1. Q- Test values para 3 a 10 medidas con 90% de nivel de confianza.

n	3	4	5	6	7	8	9	10
Q 90%	0,94	0,76	0,64	0,56	0,51	0,47	0,44	0,41

Se realizó el cálculo de los índices de riqueza, diversidad y equitatividad; y el índice biótico BMWP para la categorización de la calidad del agua. Los datos que siguieron una distribución normal y homogeneidad de varianza evaluados por el test de Shapiro-Wilks y Levene respectivamente, fueron analizados mediante ANOVA de 1 vía, para evaluar la existencia de diferencias entre estaciones de muestreo. Se utilizó como intervalo de confianza un p valor de 0,05. Dado que en la estación E2 no se encontró individuo alguno, ésta no fue analizada estadísticamente.

La diversidad de macroinvertebrados bentónicos fue estimada mediante el índice de Shannon- Weaver:

s

$$H' = -\sum_{i=1} p_i \log_2 p_i$$

S es el número de taxones

p_i es la proporción de individuos del taxón **i** respecto al total de individuos

La equitatividad o uniformidad de los macroinvertebrados se estimó mediante el índice de Equitatividad o Uniformidad (E):

$$E = H' / \ln (S)$$

H' es el índice de Shannon

S es la riqueza taxonómica

La densidad de los individuos se estimó mediante la fórmula:

Individuos por muestra de draga / área en metro cuadrado de la Draga Ekman

Abundancias

Para comparar las abundancias de todos los taxones encontrados entre sitios, se utilizó un método multivariado (MANOVA), ajustado por Bonferroni, debido a que los datos siguieron distribución normal y homogeneidad de varianza. Se consideraron los organismos agrupados en 3 phylla: Annelida, Arthropoda y Mollusca. Debido a que el phylum Arthropoda incluyó diversos taxones se aplicó un MANOVA para las abundancias de los mismos, dado que presentaron una distribución normal.

Índice BMWPcol (Biological Monitoring Working Party)

Este índice se basa en la categorización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos a nivel de Familia y los datos son presencia o ausencia. El puntaje se encuentra comprendido en un rango de 1 a 10, el cual está determinado por la tolerancia a la contaminación de los taxones. La suma de los puntajes de todas las Familias determina el puntaje BMWPcol (Roldán Pérez, 2003) (Tabla 2 y 3). En este trabajo se utilizó este índice debido a que es simple de aplicar, ya que solo se necesita llegar a la identificación taxonómica a nivel de familia.

Tabla 2. Puntajes de Familias para macroinvertebrados para el índice BMWP col adaptado para Colombia (Roldán Pérez, 2003).

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae	10
Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	
Ampulariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helycopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Vellidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossomatidae, Hyallelidae, Hydroptiliidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratogonidae, Glossiphonidae, Cyclobdelliidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Tabla 3. Clase, calidad, puntaje BMWPcol, categorización de calidad de agua y color con que se la representa. Adaptado para Colombia (Roldán Pérez, 2003).

clase	calidad	BMWP	significado	color
		150, 101-		
I	Buena	120	Aguas muy limpias, no contaminadas o poco alteradas	azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	rojo

5. RESULTADOS

5.1. ZONA RIPARIA

La zona riparia de E1 se caracterizó por la gran presencia de caraguatales (*Eryngium sp.*) al igual que E3. En la zona lindera, se observó que la agricultura era el uso de suelo dominante. La estación E2 presentó una zona riparia dominada por una vegetación compuesta de totoras (*Typha sp.*) y pastizal, observándose pradera en la zona lindera. La zona riparia de E4, E5 y E6 consistió en monte nativo. Se encontraron distintos usos en la zona cercana al curso de agua de dichas estaciones, dado que en E2 se vieron cultivos, en E5 también tambos, y en E6 solo se observó monte (Tabla 4).

Tabla 4. Coordenadas (Sistema Yacaré), vegetación de la zona riparia y uso de la zona lindante de cada estación.

	Ubicación		zona riparia	zona lindante
Estación 1	X:042613	Y:616986	caraguatal	agricultura
Estación 2	X:042587	Y:617026	totoral-pastizal	pradera
Estación 3	X:042645	Y:617109	caraguatal	cultivo
Estación 4	X:042839	Y:617953	monte	cultivo
Estación 5	X:042994	Y:617431	monte	agricultura, tambos
Estación 6	X:043145	Y:617441	monte	Monte

5.2. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

El oxígeno disuelto tuvo valores en E6, de 5,4 mg. L⁻¹ y en E5, de 2,9 mg/l. En las restantes estaciones la concentración fué menor a 1,0 mg/l. La estación E3 presentó una concentración de oxígeno de 17,9 mg. L⁻¹, lo cual posiblemente se corresponda a un error de medición. El pH se presentó en un rango normal entre 7,1 y 8,4 en todas las estaciones. La temperatura del agua varió entre 26,8 y 30,6° C. Las estaciones E5 y E6 fueron más profundas (entre 2 y 3 m) y presentan un ancho medio mayor (entre 30 y 40 m) que las otras. En cuanto al sedimento, el tipo que predominó fue el sustrato de limo a excepción de la estación E6, en donde el sedimento se compuso de arena (Tabla 5).

Tabla 5. Promedios de parámetros físico-químicos y tipo de sedimento en cada estación.

	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Ancho (m)	5,0	1,6	1,0-10,0	5,5	30,0	40,0
Profundidad (m)	0,70	0,02	0,60	0,60	2,00	3,00
pH	7,1	7,7	8,4	7,6	7,6	7,8
Temperatura (° C)	28,6	26,8	30,6	28,9	27,3	30,1
Oxígeno (mg/L ⁻¹)	0,5	0,4	17,9	1,1	2,9	5,4
Tipo de sedimento	limo	limo con grava	limo	limo	limo	arena

5.3. MATERIA ORGÁNICA

El porcentaje de materia orgánica contenido en los sedimentos varió entre 0,69 % y 12,3 % (Tabla 6). Este parámetro mostró una distribución normal ($p= 0,086$) por lo que se procedió a realizar un ANOVA de 1 vía ($F=12,830$; $p=0,001$).

Tabla 6. Porcentaje de materia orgánica calculado en cada muestra de cada estación. Las estaciones que se muestran con asterisco son aquellas en las que se descartó el valor sospechoso mediante el Test Q, siendo m1, m2 y m3 réplicas.

E1*	m1	5,6
	m2	4,8
E2	m1	0,69
	m2	1,8
	m3	3,5
E3	m1	5,6
	m2	11,2
	m3	8,8
E4*	m1	5,1
	m2	4,3
E5*	m1	12,3
	m2	11,9
E6	m1	2,8
	m2	1,5
	m3	4,5

La estación E5 fue la que presentó un mayor porcentaje de materia orgánica en el sedimento, con diferencias significativas con todas las demás estaciones ($p= 0,012$), excepto con E3. La estación E3, fue la siguiente en presentar un alto porcentaje de materia orgánica, con diferencias significativas con E6 ($p=0,038$) y con E2 ($p=0,016$) la cual presentó el menor porcentaje.

Las estaciones que presentaron mayor porcentaje de materia orgánica fueron E5 y E3 respectivamente (Fig. 3).

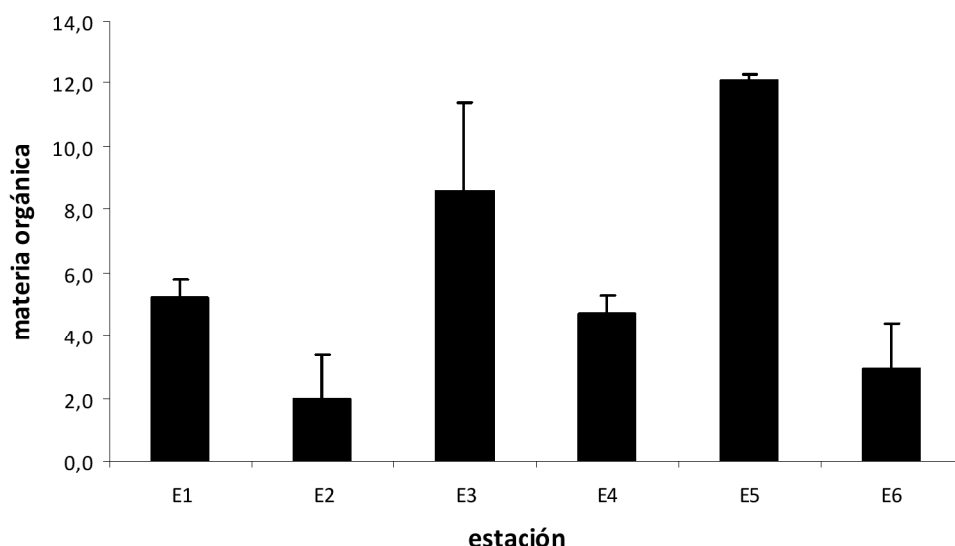


Fig. 3. Porcentaje de materia orgánica en el sedimento por estación de muestreo.

Barra= desvío estándar.

5.4. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

En total se encontraron 1739 organismos que se distribuyeron en 18 familias de las clases Hirudinea, Oligochaeta, Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca e Insecta. Las familias encontradas fueron: Glossiphoniidae, Tubificidae, Naididae, Planorbidae, Physidae, Hydrobiidae, Ampullariidae, Sphaeriidae, Corbiculidae, Hyriidae, Hyalellidae, Chironomidae, Libellulidae, Lestidae, Heteroceridae, Chrysomelidae, Elmidae y Gelastocoridae.

La densidad de macroinvertebrados bentónicos varió entre 94 individuos por metro cuadrado en E4 y 400 individuos por metro cuadrado en E3. En E1, *Hyalella* sp. fue el género con mayor abundancia, seguido por Glossiphonidae. La estación E2 no presentó individuo alguno. En E3, *Chironomus* sp. fué el género dominante. La estación E4 presentó muy pocos ejemplares, correspondientes a *Hyalella* sp., Libellulidae y Gelastocoridae. La estación E5 presentó una composición dominada por *Hyallella* sp.

Por último, E6 mostró mayor cantidad de *Chironomus sp.* y *Eupera sp.* y también varios taxones en menor proporción (Tabla 7, Fig. 4).

Tabla 7. Número de individuos colectados por taxón. Abajo abundancia (N), densidad (ind/m²), riqueza (S), Índice de diversidad de Shannon (H) y de Equitatividad (J) e Índice BMWPcol por estación.

ORDEN	TAXONES	E1	E3	E4	E5	E6
Haplotaxida	Aulodrilus	10				
	Pristinella					1
	Dero					2
Glossiphoniformes	Glossiphonidae	12			1	1
Amphipoda	Hyalellidae	30		7	257	
Diptera	Chironomus	2	1111			18
	Tanytarsus					2
	Paramerina					2
	Tadypodinae (sin determinar)		9			1
	Chironominae		24			2
	Tanytarsus					1
	sin determinar					1
Odonata	Libellulidae	2		1	2	
	Lestidae	1				
Coleoptera	Chrysomelidae				1	
	Stenelmis				2	
	Heteroceridae				1	
Hemiptera	Gelastocoris			1		
Eulamellibranchia	Eupera					16
	Byssanodonta	1				
	Corbícula					6
	Diplodon				1	
Basommatophora	Stenophysa				3	
	Biomphalaria				4	
	Littoridina - grupo piscium				1	2
	Pomacea				2	
	Abundancia (N)	58	1144	9	275	55
	Densidad (ind/m ²)	1198	23636	186	5682	1136
	Riqueza (S)	7	3	3	11	16
	Índice de Shannon (H)	1,55	0,3	0,79	0,49	2,12
	Índice de Equitatividad (J)	1,03	0,33	1,12	0,35	1,15
	BMWPcol	31	2	18	51	9

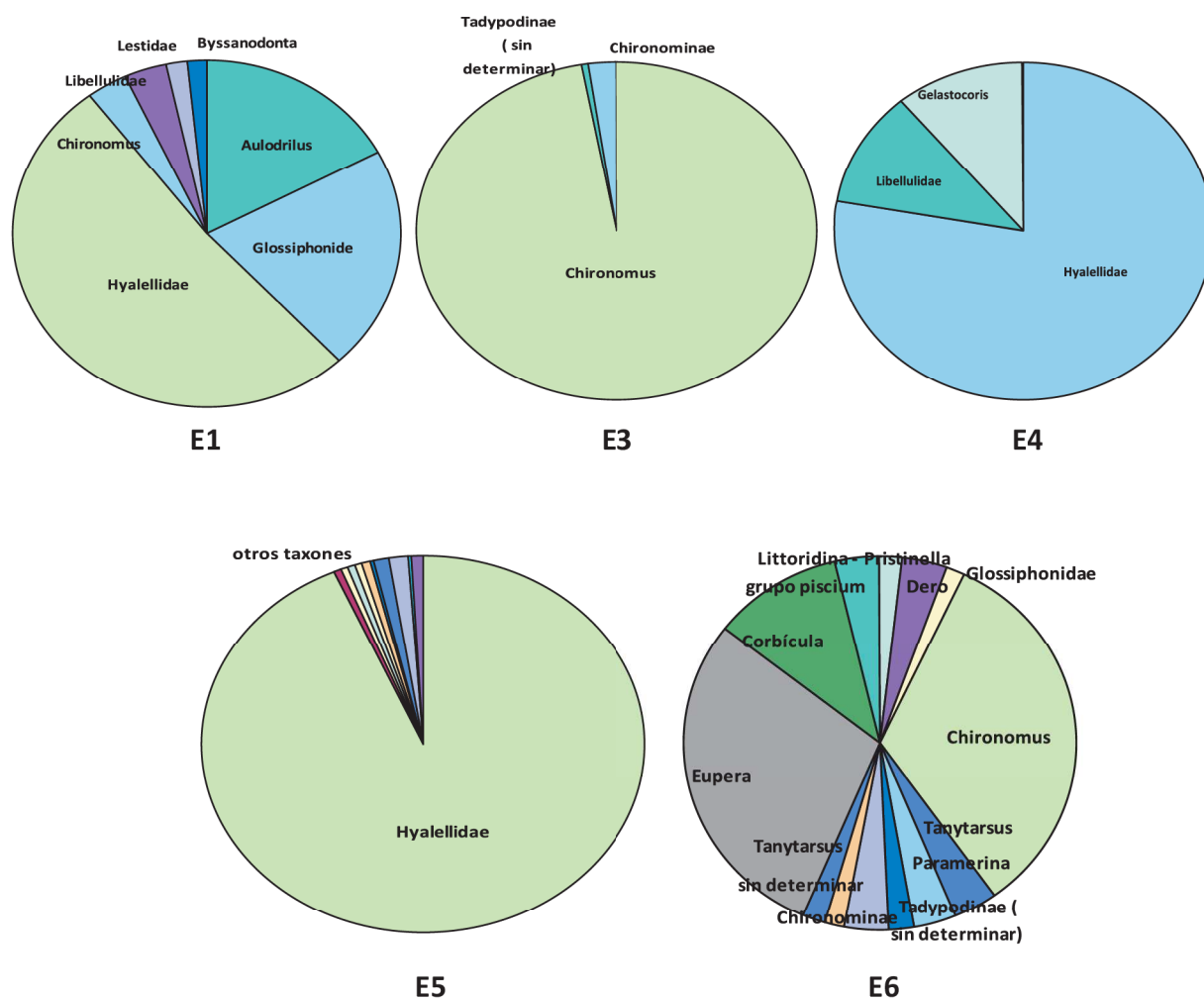


Fig. 4. Composición taxonómica de las Estaciones E1, E3, E4, E5 y E6.

La riqueza mostró una distribución normal ($p=0,463$) y diferencias significativas (Anova $F=5,694$; $p=0,010$) entre E6 y E4 (Tukey, $p=0,017$) y E5 y E4 (Tukey, $p=0,042$). Las estaciones E6 y E5 son las que presentan la mayor riqueza y E4 es la más pobre en taxones (Fig. 5).

La diversidad mostró una distribución normal ($p=0,078$) y diferencias significativas (Anova $F=8,278$; $p=0,003$) entre E6 y E3 (Tukey, $p=0,006$), E6 y E4 (Tukey, $p=0,015$), y E6 y E5 (Tukey, $p=0,013$). La estación E6 es la que posee la mayor diversidad bentónica (Fig. 6).

La equitatividad mostró una distribución normal ($p=0,138$) pero no mostró diferencias significativas entre estaciones (Anova $F=2,98$; $p=0,074$) (Fig. 7).

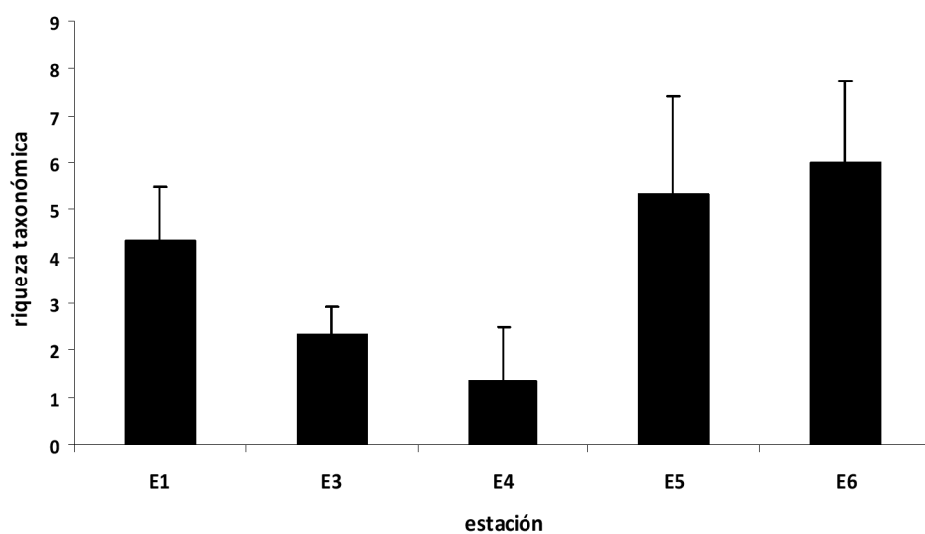


Fig. 5. Riqueza de macroinvertebrados bentónicos en cada estación de muestreo.
Barra= desvío estándar.

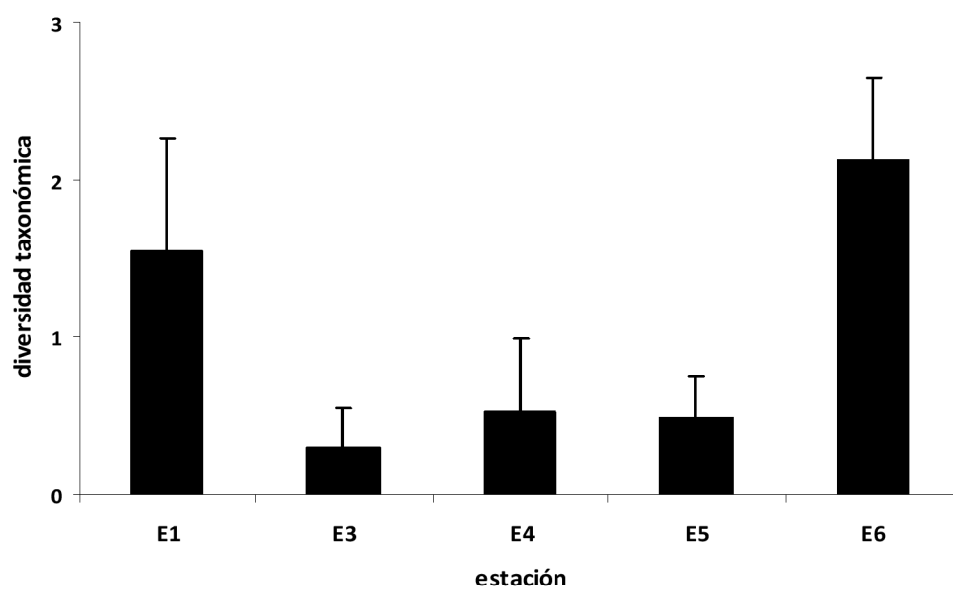


Fig. 6. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en cada estación de muestreo.
Barra= desvío estándar.

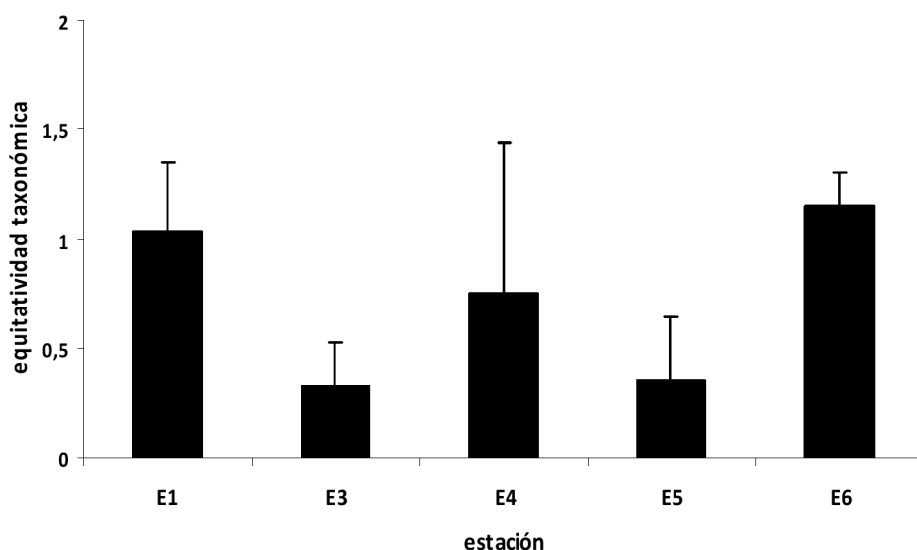


Fig. 7. Equitatividad de macroinvertebrados bentónicos en cada estación de muestreo. Barra= desvío estándar.

El análisis multivariado (MANOVA), ajustado por Bonferroni, aplicado a la riqueza, diversidad y equitatividad, mostró una distribución normal ($p=0,623$). Dicho análisis mostró diferencias significativas de la estación E3 con E1 ($p=0,049$), y con E6 ($p=0,047$). Las estaciones E1 y E6 fueron más diversas y ricas que E3.

Las abundancias de organismos por taxón, tuvieron una distribución normal ($p=0,063$) y las estaciones que mostraron diferencias significativas fueron E4 con E1 ($p=0,049$) y E6 con E1 ($p=0,005$), E3 ($p=0,039$) y E4 ($p=0,025$). Las diferencias entre E4 y E1 se deben a que la primera solo presentó ejemplares artrópodos, en cambio en E1 se encontraron anélidos, artrópodos y moluscos. La estación E1 presentó la mayor abundancia de anélidos, y E6 la de moluscos. E3 solo presentó artrópodos, en cambio E6 presentó los 3 grupos.

Las abundancias de los taxones correspondientes al Phylum Arthropoda mostraron una distribución normal ($p=0,111$). Se encontraron diferencias significativas entre las muestras de E3 con E1 ($p=0,036$), E4 con E1 ($p=0,003$) y E3 ($p=0,044$), E5 con

E3 ($p=0,028$) y E6 ($p=0,045$). La estación E3 sólo presentó quironómidos y es la estación con mayor abundancia de artrópodos.

El índice biótico BMWPcol varió entre 2 en E3 (clase V, calidad de agua muy crítica) y 51 en E5 (clase III, calidad dudosa). La estación E6 presentó un índice de 9 (también clase V), en E1 fue 31 y en E4 fue 18 (calidad crítica, clase IV) (Tabla 3).

6. DISCUSIÓN

El arroyo Flores se encuentra con alta degradación en la calidad de sus aguas. Los resultados obtenidos en este trabajo proporcionan información de parámetros bióticos y abióticos que reflejan el estado de la calidad del agua en los distintos tramos de muestreo con diferente grado de contaminación.

La estación E6 presenta una mejor salud ambiental en comparación con las restantes. Este sitio presentó mayor riqueza y diversidad de macroinvertebrados bentónicos, lo cual coincide con una mayor concentración de oxígeno disuelto, considerando que el valor de este parámetro en la estación E3 es erróneo. Además, E6 fue la que presentó luego de E2, el menor porcentaje de materia orgánica. Esto podría deberse a que es la estación más alejada de la fuente principal de vertidos (Ciudad de Libertad), por lo que se podría asumir que el efecto de la carga orgánica estaría mitigado aguas abajo.

Los sistemas de aguas corrientes realizan una depuración natural de sus aguas. En este proceso se eliminan contaminantes, y por lo tanto aguas abajo de la fuente de vertidos, el curso de agua se recupera, dependiendo del grado de contaminación y características propias del sistema (Conde *et al.*, 2002). En la autodepuración se llevan a cabo procesos físicos, químicos y biológicos. Los procesos biológicos son llevados a cabo por medio de los microorganismos, los cuales se encargan de oxidar la materia orgánica ajena al curso de agua (Korol, 2007).

La cantidad de oxígeno en el fondo se encuentra determinada por el metabolismo de bacterias, hongos e invertebrados bentónicos. El principal proceso de consumo de oxígeno es la degradación microbiana de la materia orgánica muerta particulada, la cual se encuentra en los sedimentos (Wetzel, 1981), por lo que las estaciones que se encuentran con una baja concentración de oxígeno disuelto indicarían que se encuentran con una mayor carga orgánica. Además, la estación E6 es

la que presenta mayor cantidad de monte ripario, por lo que éste podría estar frenando la entrada de materia orgánica al curso de agua en ese punto.

Sin embargo, el índice biótico BMWP, indica que las aguas de la estación E6 se encuentran fuertemente contaminadas. Esto podría deberse a que dicho índice fue desarrollado en Inglaterra (1970) y adaptado para Colombia, y por lo tanto no sea totalmente aplicable en Uruguay. Aún existe insuficiencia de información sobre la taxonomía y ecología del zoobentos en nuestro país para el cálculo de este u otro índice biótico. La realización de diversos estudios de bioindicadores bentónicos de calidad de agua como el presente, permitirán que en un futuro no muy lejano se desarrollen índices adecuados a nuestra realidad.

El sitio E6 mostró individuos pertenecientes a taxones muy tolerantes a la contaminación, como Glossiphoniidae, *Chironomus* sp. y Naididae así como organismos mas sensibles a la contaminación como los moluscos bivalvos (Arocena, 1999). Los bivalvos solo se presentaron en E6. Dicha estación fue la que presentó la mayor diversidad y riqueza taxonómica así como también una mayor equitatividad taxonómica, lo que estaría indicando que es la estación que se encuentra con menor degradación. La biodiversidad sigue una relación negativa con la degradación de calidad del agua, debido a que un hábitat degradado lleva a una pérdida de diversidad (Mezquita *et al.*, 1999).

La estación E6 es la única que presentó arena como sedimento a diferencia de las restantes, que presentaron limo. Cabe destacar que donde habita una fauna mas rica y especializada es en los sedimentos de grava y roca. En sedimentos de limo y arena la difusión de oxígeno es menor y son poco estables (Sabater *et al.*, 2009). Algunos organismos habitan sedimentos con estas características construyendo galerías y tubos.

La estación E1 presenta, luego de la estación E6, una diversidad relativamente alta, en comparación con todas las estaciones de muestreo, debido a que sólo recibe aguas pluviales, las cuales provienen de las denominadas “bocas de tormenta”. Esta

estación no presentó gran cantidad de materia orgánica pero el oxígeno disuelto fué demasiado bajo (menor a 2,0 mg/l).

La estación E5 si bien presentó una diversidad mayor a E4, la mayoría de los individuos encontrados pertenecen al género *Hyalella* sp. , el cual es relativamente tolerante a la contaminación orgánica. Los gasterópodos se presentaron en su gran mayoría en esta estación. Estos son bastante tolerantes a la contaminación orgánica (Arocena, 1999). También presentó anélidos hirudíneos, los cuales se encuentran en ambientes con gran enriquecimiento orgánico. Sin embargo, dicha estación también presentó organismos pertenecientes a grupos sensibles a la carga orgánica, como lo son Chrysomelidae y Elmidae (*Stenelmis*) y moderadamente sensibles, como los odonatos (Libellulidae y Lestidae). Además, este sitio fue el que presentó mayor porcentaje promedio de materia orgánica, dado que recibe materia orgánica proveniente de las instalaciones de ordeño y de la ciudad, y debido a esto, la concentración de oxígeno disuelto en el agua es muy baja.

Parámetros bióticos indicarían que la estación E3 se encuentra en estado de alta degradación, dado que presentó únicamente organismos pertenecientes a la familia Chironomidae, en gran abundancia, los cuales generalmente se hallan en lugares contaminados, reflejando las alteraciones del ecosistema en sus ciclos biológicos, estrategias de reproducción y cambios en la abundancia de las poblaciones (Marchese & Paggi, 2004). Si bien en dicha estación la riqueza es baja, no es la que posee menor riqueza, dado que las larvas presentan adaptaciones que lleva a una alta riqueza y diversidad dentro de la familia Chironomidae. Esta familia se encuentra ampliamente distribuida, con la más amplia diversidad y abundancia de todos los insectos acuáticos (Helson *et al.*, 2006).

En cuanto a la abundancia de cada taxón, *Chironomus* sp. fue el género que se presentó en mayor número, aunque principalmente en E3. Dicho género está fuertemente asociado a la contaminación orgánica y al aporte antropogénico de nutrientes (Arocena *et al.*, 2008). La baja concentración de oxígeno disuelto tiene un efecto en la eliminación de los taxones más sensibles a la contaminación y en la

reducción de la riqueza, provocando un aumento de aquellos más tolerantes a dichas condiciones (Hawkes, 1979).

El valor de oxígeno disuelto en E3 se atribuye a un error de medición. E3 es la confluencia de las estaciones E1 y E2, y se encuentra con gran carga orgánica, y por tanto la concentración de oxígeno disuelto debería de ser baja.

Los parámetros físico-químicos pueden generar mayores errores que los parámetros biológicos (Karr & Yoder, 2004), por eso para un buen monitoreo de calidad de agua es conveniente utilizar ambos métodos (Fenoglio *et al.*, 2002), para una mayor credibilidad de los datos.

En E2, con una concentración de oxígeno disuelto muy baja, no fue encontrado ejemplar alguno, lo que indicaría que se encuentra en grave estado por estar recibiendo aguas residuales. Sin embargo, dicha estación presentó el menor porcentaje de materia orgánica lo que podría deberse a un error de muestreo, debido a que parámetros bióticos y abióticos indicarían que dicho sitio se encuentra recibiendo una gran carga de materia orgánica.

En cuanto a la temperatura, éste parámetro no varió entre las estaciones de muestreo, a pesar de la diferencia horaria en que se la determinó en las distintas estaciones. El monte ribereño que se encuentra presente en las últimas estaciones, al proporcionar sombra en las aguas de este arroyo, podría estar influyendo en los valores de estos resultados. La temperatura tiene una relación inversa con el oxígeno disuelto, por lo que al ser más alta ésta, el oxígeno se vuelve menos soluble. Por lo tanto, la presencia del monte ripario, al proporcionar sombra, permite una buena regulación de la temperatura y por lo tanto una mejor oxigenación del sistema.

Además, el monte aporta materia orgánica particulada al curso, limita la erosión de las márgenes y evita el aumento de la escorrentía superficial, por lo que los nutrientes se mantienen elevados en el suelo. Por otro lado, proporciona microhábitats para numerosos organismos y minimiza la entrada de materia orgánica

de origen agrícola al cuerpo de agua (Elosegi & Diez, 2009). Los sitios de muestreo con una diversidad mayor son los que tienen monte como zona riparia, por lo que se podría decir que dicha vegetación podría estar contribuyendo a una mejor salud del curso.

El índice biótico calculado no se correlaciona con los otros resultados. Esto puede ser debido a que no a todas las familias encontradas se les pudo asignar un puntaje, debido a que el Índice biótico BMWP no incluye todas las familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en nuestra región geográfica. Además, la metodología empleada puede haber influido en las familias colectadas mediante draga, debido a que muchas de las familias puntuadas en el BMWPcol no son bentónicas, por lo que este índice no es tan aplicable a este tipo de muestreo.

7. CONCLUSIONES

Los resultados encontrados en este trabajo sugieren que las estaciones que se encuentran en el tramo más alejado de la Ciudad de Libertad se encuentran menos degradados que las estaciones más cercanas a ésta. Un caso particular es el de la estación E1 (aguas pluviales) que se encuentra, a diferencia de las otras, también próximas a la fuente de vertidos urbanos (E2, E3 y E4), en un estado más saludable. Esta estación recibe aguas de las denominadas “bocas de tormentas”, compuestas principalmente por la lluvia.

Cabe agregar que la mayoría de las estaciones, se ubican cercanas a zonas de cultivos e instalaciones de ordeño, lo cual también podría estar influyendo en cierto grado en la calidad del agua del arroyo, aunque no es la principal causa de contaminación. Los resultados reflejan una degradación de la calidad del agua, con diferencias en el grado de contaminación en los diversos tramos de muestreo.

8. PERSPECTIVAS

El manejo para la conservación del Arroyo Flores, debe ser dado mediante un abordaje integral, buscando de una manera conjunta la preservación de sus aguas. Sería conveniente que aprovechando los resultados de este estudio, se continúe el monitoreo de la calidad de agua de este arroyo. Un seguimiento de su salud ambiental permitiría establecer acciones futuras que permitan un desarrollo sustentable en equilibrio entre la explotación de los recursos naturales, la mejora medioambiental y los beneficios para la comunidad y el conjunto de la sociedad.

Actualmente, se considera que la integridad o calidad ecológica de un curso de agua no solo implica la calidad del agua sino que integra el estado del monte o zona ribereña, debido a que el monte ripario tiene un rol de gran importancia ecológica ya que además de ser parte del ecosistema fluvial favorece la calidad de dicho curso. Por esto, la conservación de los montes ribereños es de suma importancia a la hora de un manejo adecuado hacia la conservación de un ecosistema acuático. En este estudio debería de haber sido tratado con mayor importancia, para establecer con mayor precisión la calidad ecológica del arroyo.

También se debe de tener en cuenta la vegetación acuática, así como el estado de la estructura geomorfológica del canal (Arocena *et al.*, 2008). Por lo tanto es de suma importancia la evaluación, no solo de las aguas del arroyo, si no también del entorno de éste, para el diagnóstico ecológico de sistemas fluviales.

10.BIBLIOGRAFÍA

Allan J, 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running Waters*. Chapman & Hall, London.

Alonso A & Camargo J. A, 2005. *Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles*. Revista electrónica Ecosistemas 14 (3). Asociación española de ecología terrestre. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=133>

Arocena R, Conde D, Fabián D, Gorga J & Clemente J, 1996. *Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes*. Sección Limnología / Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay. PROBIDES.

Arocena R, 1999. Capítulo 18. *Zoobentos*. En Arocena R & Conde D, (eds). *Métodos en ecología de aguas continentales*. Edición DI.R.A.C. Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.

Arocena R; Chalar G; Fabián D; De León L; Brugnoli E; Silva M; Rodó E; Machado I; Pacheco J; Castiglioni R & Gabito L, 2008. *Evaluación ecológica de cursos de agua y monitoreo. Índices fisicoquímicos y biológicos de calidad de agua para la cuenca Santa Lucía IV*. Informe final. Convenio de cooperación técnica y científica. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente DINAMA. Universidad de la República (Facultad de Ciencias, Sección Limnología).

Avellán C, 2004. *Developmental instability in Polygonum punctatum and Sagitaria montevidensis in a sewage impacted stream*. Tesis para grado de Master en Ciencias, Universidad Estatal de Wayne, Detroit, Michigan, U.S.A.

- Avellán C, Rousseau D, Sganga J & Lens P, 2009. *Community based approach towards water quality restoration and pollution prevention of the Flores Creek (Uruguay)*. 9th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES-Brazil-2009: Urban waters: resource or risks.
- Brinkhurst R.O. & Marchese M, 1989. *Guide to the freshwater oligochaetes of South and Central America*. Asoc. Cienc. Nat. del Litoral. Colección Climax Nº 6. 179 pp. Santo Tomé (S.F.) Argentina.
- Chalar G, 1994. *Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua*. Montevideo, Uruguay. Revista Chilena de Historia Natural 67: 129-141.
- Chalar G; Arocena R, Pacheco J & Fabián D, 2011. *Trophic assesment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI)*. Ecological Indicators. 11: 362-369.
- Coffman W. P. & Ferrington L. C. Jr, 1984. *Chironomidae*. In: R. W. Merritt and K. W. Cummins (eds.), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Segunda Edición. Kendal/Hunt, Dubuque, IA. 551-652 pp.
- Conde D; Arocena R & Rodriguez Gallego L, 2002. *Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes, algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II)*. AMBIOS III (10):5-9 y IV (11):32-33. Montevideo, Uruguay.
- Correa Y, 2000. *Desarrollo de un Índice Biótico para evaluar la calidad ecológica del agua en los ríos de la cuenca alta del Río Chama, utilizando macroinvertebrados bentónico*. Tesis de grado. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Laboratorio Ecología de Insectos.

- Couceiro S; Hamada N; Luz S; Forsberg B & Pimentel T, 2006. *Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil*. Handling editor: D. Dudgeon. Hydrobiologia.
- Cranston P.S & Reiss F, 1983. *The larvae of chironomidae (Diptera) of the Holartic region- key to subfamilies*. Entomología scandinavica Supplement 19:11-15.
- Delgado R, 2004. *Iniciación a la probabilidad y la estadística*. Primera edición. Universidad Autónoma de Barcelona, España. 146-149 pp.
- Elosegi A & Sabater S, 2009. Capítulo 1. *Presentación: Importancia de los ríos*. En: Elosegi. A & Sabater. S (eds). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Rubes Editorial. 15-21 pp.
- Elosegi A & Díez J, 2009. Capítulo 17. *La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera*. En Elosegi. A & Sabater. S (eds). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Rubes Editorial. 311-321 pp.
- Fenoglio S; Badino G & Bona F, 2002. *Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua*. Revista de Biología Tropical. 50(3/4): 1125-1131.
- Figueroa R; Valdovinos C; Araya E & Parra.O., 2003. *Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile*. Revista Chilena de Historia Natural. 75:275-285.
- Hawkes H. A, 1979. *Invertebrates as Indicators of River Water Quality*. En Biological Indicators of Water Quality, ed. A. James and L. Evison. John Wiley and Sons, New York.

- Helson J; Williams D & Turner D, 2006. *Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation*. Hydrobiologia 559: 413–431.
- Hynes H. B. N, 1970. *The Ecology of Running Waters*. Primera edición. Liverpool University Press.
- Johnson R. K, Wiederholm T & Rosemberg D. M, 1993. Freshwater Biomonitoring Using Individual Organisms, Populations, and Species Assemblages of Benthic Macroinvertebrates. En Rosenberg D. M & Resh V. H (eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 40- 159.
- Karr J.R & Yoder C.O., 2004. *Biological Assessment and Criteria Improve Total Maximum Daily Load Decision Making*. Journal of Environmental Engineering. 594-604 pp.
- Korol S.E, 2007. *Biorrecuperación de ecosistemas acuáticos contaminados ¿Una misión imposible?* Cátedra de Higiene y Sanidad, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Universidad de Buenos Aires, Argentina. Revista argentina de microbiología v.39 n.2.
- Li Li, Binghui Zheng, Lusan Liu, 2010. *Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends*. Research Centre of River and Coastal Environmental, Institute of Water Environments, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing, 100012, PR China.
- Lopretto E y Tell G, 1995. *Ecosistemas de aguas continentales*. Tomos 1 y 3. Ediciones Sur. La Plata, Argentina.
- Marchese M & Paggi A, 2004. *Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino*. INSUGEO, Miscelánea, 12: 217 – 224.

- Maue T & Springer M, 2008. *Effect of methodology and sampling time on the tax richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica*. Revista de Biología Tropical. 56: 257-271.
- Mezquita F, Hernández R, Rueda J, 1999. *Ecology and distribution of ostracods in a polluted Mediterranean river*. Departamento de Microbiología y Ecología, Universidad de Valencia, España. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 148: 87–103.
- Miserendino. M; Brand. C & Di Prinzio. C, 2008. *Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina)*. Water Air & Soil Pollution 194: 91–110.
- Moss B, 1980. *Ecology of Freshwaters*. Tercera edición. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 332 pp.
- MVOTMA, 2008. *Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros. Diseño, operación y mantenimiento de sistemas de tratamiento de efluentes*. www.dinama.gub.uy
- OSE (Obras Sanitarias del Estado), 2011. *Plantas de Tratamiento de efluentes*. <http://www.ose.com.uy/descargas/saneamiento/plantas.xls>
- Pavé P & Marchese M, 2005. *Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en ríos urbanos (Paraná – Entre Ríos, Argentina)*. Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL), Provincia de Santa Fe, Argentina. Ecología Austral 15:183-197.
- Pozo J & Elozegi A, 2009. Capítulo 3. El marco físico: la cuenca. En Elozegi. A & Sabater. S (eds). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Rubes Editorial.

- Reece P. F & Richardson J. S, 2000. *Biomonitoring with the Reference Condition Approach for the Detection of Aquatic Ecosystems at Risk*. En: Proc. Biology and British Columbia. 549-552 pp.
- Rodrigues Capítulo A, Muñoz I, Bonada N, Gaudes A & Tomanova S, 2009. Capítulo 14. *La biota de los ríos: los invertebrados*. En: Elosegí. A & Sabater. S (eds). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Rubes Editorial. 253-270 pp.
- Roldán Pérez G, 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Fondo FEN Colombia, Conciencias, Universidad de Antioquia. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia.
- Roldán Pérez G, 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia*. Editorial de la Universidad de Antioquia. Primera Edición.
- Rosemberg D. M & Resh V. H, 1993. *Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates*. En Rosenberg D. M & Resh V. H (eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 1-9 pp.
- Sabater S, Donato J, Giorgi A & Elosegí A, 2009. *El río como ecosistema*. En: Elosegí. A & Sabater. S (eds). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Rubes Editorial. 23-37 pp.
- Wetzel R. G, 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España.