



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL
AMBIENTE Y LA SALUD

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en el
sistema de riego de un área de producción frutícola y su uso
potencial como bioindicadores de calidad de agua expuesta a
la aplicación de plaguicidas
Centenario, Neuquén.**



**Lares Betsabé Ailén
2014**



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE Y LA SALUD

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en el sistema de riego de un
área de producción frutícola y su uso potencial como bioindicadores de calidad de
agua expuesta a la aplicación de plaguicidas**

Centenario, Neuquén.

TESIS PARA LA OBTENCIÓN DE TÍTULO DE GRADO
LICENCIATURA EN SANEAMIENTO Y PROTECCIÓN
AMBIENTAL

Betsabé A. Lares

Director: Lic. Pablo Antonio Macchi

Co-Director: M.Sc. Liliana Monza

Neuquén, Marzo 2014

AGRADECIMIENTOS



A mi director de tesis, Pablo Macchi, agradezco infinitamente su apoyo y dedicación, paciencia y empuje. Su entrega y compromiso hicieron posible finalizar este trabajo y llevarlo a cabo de la manera más grata posible. No fue fácil, pero lo logramos!! Gracias por comprender, por esperarme en cada momento y no juzgar mis debilidades, por el contrario hacer sobresalir mis virtudes. Tu profesionalismo, humildad y humanidad le otorgaron a este trabajo la cuota de gloria que merecía. Infinitamente GRACIAS y siempre GRACIAS compañero!!!

A mi Co-directora Liliana Monza, por su tiempo y sus devoluciones, las mismas me han ayudado y me ayudan cada día a seguir creciendo. Gracias, por el camino recorrido.

A mi familia que esperó este momento tanto como yo, confiando desde el primer día que el objetivo sería logrado.

A mis amigos, los que viven esta última etapa de mi carrera al lado mío, a los que están del otro lado desde siempre y a los que se han sumado en el camino, GRACIAS!!!! Sin ustedes nada hubiera sido igual.

A mis compañeros de trabajo, quienes me ayudaron innumerables veces en los momentos más apremiantes, gracias por ser parte.

A los docentes y personal de mi facultad, a toda la gente buena y hermosa que estos años me ha regalado.

A todos y a cada uno de los que hicieron posible, que este logro se haya concretado.

GRACIAS!!!

TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos	12
1.2. Antecedentes	13
2. METODOLOGÍA	
2.1. Caracterización del área de estudio	14
2.2. Selección de los sitios de muestreo	17
2.3. Toma de muestras. Determinación de parámetros físicos, químicos y biológicos	20
2.4. Determinación de índices	28
2.5. Análisis de datos	34
3. RESULTADOS	
3.1. Parámetros físicos-químicos	32
3.2. Plaguicidas	33
3.3. Comunidad de macroinvertebrados	37
3.4. Integración de variables ambientales y biológicas	48
4. DISCUSIÓN	51
5. CONCLUSIÓN	55
6. BIBLIOGRAFÍA	56



1. INTRODUCCIÓN

Desde la antigüedad, el hombre ha necesitado combatir a las plagas que atentan sus cultivos (Albert & Gallardo, 2005). Para tal fin, se utilizan sustancias o mezcla de sustancias denominadas “Plaguicidas” para prevenir, destruir, repeler o simplemente, controlar la población plaga (Vega, 1985). Estos compuestos constituyen el grupo más grande de sustancias tóxicas incorporadas intencionalmente en el ambiente para el control de plagas (Anguiano et al., 2005), como así también en usos no agrícolas para el control de hierbas a la vera de los caminos, paseos recreativos o turísticos y usos sanitarios.

Constituyen un elemento clave de la agricultura moderna para el control de plagas. Muchas veces los niveles de productividad y rentabilidad de un cultivo, sólo se pueden alcanzar mediante la aplicación de estas sustancias (Stoorvogel et al., 2003). Se calcula que alrededor de un tercio de la producción alimenticia del mundo se perdería si los agricultores no utilizaran productos químicos para contrarrestar el efecto de las plagas, de las enfermedades de las plantas y la competencia de las malas hierbas (Boland et al., 2007).

Los plaguicidas utilizados como control químico en la lucha contra diversas plagas, se clasifican de varias formas, según la naturaleza química, el organismo al que afectan y su toxicidad.

De acuerdo al organismo blanco, encontramos: insecticidas, herbicidas, acaricidas, fungicidas, rodenticidas, nematocidas, molusquicidas, bactericidas y, de acuerdo a la estructura química de las sustancias que los constituyen, se los puede agrupar, en plaguicidas organoclorados, organofosforados, carbamatos, organoazufrados, quinazolininas, triazoles, ácidos benzoicos, ácidos carboxílicos, dinitroanilinas, ftalamidas, piretroides, etc. (Vega, 1985).

De acuerdo a su toxicidad, se los clasifica en cinco grupos. Los primeros tres varían de muy tóxico a tóxico y moderadamente tóxico, este tipo de compuestos requiere extremar por completo las medidas necesarias para su

Persistencia: capacidad de un plaguicida de permanecer en el ambiente sin modificar sus propiedades. Una fracción de los plaguicidas depositados en las hojas y en el suelo estará sujeta a degradación fotoquímica por acción de la luz solar. En el interior del suelo, parte de los plaguicidas se biodegradan como resultado de la actividad biótica de los microorganismos en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, Además existe degradación a través de la actividad abiótica por interacción con las arcillas y óxidos metálicos presentes en el suelo (Stoorvogel et al., 2003).

Adsorción: es el fenómeno de retención del plaguicida a la superficie de un sólido. La mayor o menor capacidad del plaguicida de ser adsorbido por la fracción sólida del suelo depende de la estructura química del compuesto y de la presencia de minerales arcillosos y materia orgánica.

El comportamiento de los plaguicidas en el ambiente, no sólo está condicionado por las propiedades intrínsecas de los mismos, sino también por las características del medio en el cual se relacionan.

En suelos arenosos la capacidad de infiltración y la probabilidad de que los compuestos móviles contaminen los cursos sub-superficiales de agua, son mucho mayores que en suelos arcillosos dada las propiedades físico-químicas de estos minerales donde el plaguicida puede adsorberse y permanecer retenido (Loewy et al., 2011a), al igual que en los suelos ricos en materia orgánica, ya que ésta posee numerosos sitios activos tanto para la retención de plaguicidas hidrosolubles como liposolubles (Landon et al., 1994).

La lluvia posibilita la lixiviación de los plaguicidas. El agua se mueve lentamente a través de microporos en la matriz del suelo permitiendo que los plaguicidas sean adsorbidos durante su movimiento descendente (Foster et al., 1987). Cuando existe un exceso de agua, ésta tenderá a moverse a través de los macroporos del suelo donde el flujo es mayor y los contaminantes arrastrados tienen pocas posibilidades de interactuar con la matriz de suelo; por otro lado, este exceso de agua puede producir la desorción de plaguicidas que se encontraban adsorbidos con anterioridad al evento de la precipitación (Santagni et al., 2006).

Impacto de plaguicidas en el ambiente

El impacto no deseado de los residuos de agroquímicos, es uno de los aspectos más relevantes, ya que estos alcanzan dentro del ecosistema, no sólo a la plaga, sino también a distintos tipos de organismos, a los cuales no se pretende combatir (organismo no blanco). A su vez, el uso indiscriminado de plaguicidas favorece el desarrollo de resistencia de las plagas, lo cual obliga a usar dosis cada vez mayores, aumentando la frecuencia de aplicación y generando, una mayor contaminación y aumento de los costos para los agricultores (Anguiano et al., 2005). Diversos autores han informado sobre casos de resistencia sobre poblaciones de simúlidos (Andrade & Castello Branco Jr., 1990) y culícidos (Hemingway et al., 1986) mediante exposiciones directas a las pulverizaciones periódicas, debido al transporte, lixiviación o descargas adicionales (limpieza de tanques y recipientes) de plaguicidas en los canales (Hemingway et al., 1986, Andrade & Castello Branco Jr., 1990, Caballero de Castro et al., 1997,). Montagna y colaboradores (1999) demostraron la aparición de mecanismos de resistencia a los piretroides de diversas especies de simúlidos, demostrando más tarde, que este fenómeno continúa en aumento (Montagna et al., 2003).

Un amplio rango de plaguicidas ha sido reportado en aguas superficiales, sedimentos, aguas de bebida y aguas subterráneas poco profundas (Baez et al., 1996, Kolpin, 1997, Spliid & Koppen, 1998, Kreuger, 1998, Knedel et al., 1999, Loewy et al., 1999,) adjudicándose el origen de éstos a las aplicaciones difusas y a las descargas puntuales producidas por parte de las industrias agroalimentarias (Loewy et al., 2003, 2006, 2011b). De hecho, estudios realizados en la zona del alto Valle han demostrado la presencia de piretroides (Loewy et al., 1999), organofosforados y carbamatos en agua subterránea (Loewy et al., 1999, 2006, 2011b) y canales de drenaje (Tosi et al., 2009, Loewy et al., 2011b).

El grado de afectación de los plaguicidas sobre la biota y en sus distintos niveles de organización biológica, ha sido documentado en cambios en la actividad enzimática, aumento en la mortalidad de individuos, cambios en la

Plaguicidas y calidad de agua superficial

La producción agrícola es una de las actividades que más influyen en el deterioro de la calidad del agua. Generalmente se encuentra asociada a cursos de agua que reciben los residuos de agroquímicos empleados en la protección de los cultivos (Carvalho, 1998). De todas las fuentes de agua dulce, las aguas superficiales son las más susceptibles de contaminación ya que, interaccionan con la atmosfera, el suelo, el agua subterránea y con los océanos a través de los estuarios.

Los compuestos químicos aportados por la fertilización y la aplicación de plaguicidas en la agricultura se retienen en el suelo y parte de ellos llegan a las masas de agua y se acumulan en los sedimentos. La agricultura intensiva ha requerido cantidades cada vez mayores de fertilizantes y plaguicidas hasta el punto que ha provocado importantes aumentos en su concentración en los cuerpos de agua, lo que representa un peligro potencial para los usuarios si el agua no recibe un tratamiento adecuado (FAO, 1992). La contaminación de las aguas superficiales con plaguicidas puede significar un riesgo en la integridad de las comunidades que habitan dichos cursos de agua (Loewy et al., 2011b).

Las vías más importantes de entrada de los plaguicidas a las aguas superficiales son: la deriva por pulverización, la escorrentía y la erosión. Los contaminantes que alcanzan las aguas superficiales, se disuelven, se adsorben, se resuspenden, reaccionan, difunden y están sujetos a los movimientos advectivos de las masas de agua.

Uno de los procesos dinámicos que se producen en el ambiente es la distribución de los contaminantes entre la fase acuosa y la fase particulada, acumulándose en los sedimentos (Rand et al., 1995, Walker et al., 2006) los cuales se comportan como aceptores finales de contaminantes pudiendo actuar como fuentes secundarias de contaminación (Burton, 2002). Las concentraciones de contaminantes en el sedimento pueden superar ampliamente a las de la

químicos, pero estos métodos ofrecen sólo una visión puntual de su estado (Alba Tercedor, 1996). Representan la condición del agua en el momento del muestreo, a diferencia de los indicadores biológicos que proporcionan la tendencia a través del tiempo, pudiéndose comparar condiciones pasadas y presentes (Springer et al., 2010).

Los macroinvertebrados presentan adaptaciones evolutivas a determinadas condiciones ambientales y distintos límites de tolerancia frente a alguna alteración (Alba Tercedor, 1996). La diversidad es baja en aguas contaminadas debido a la eliminación de las especies menos resistentes (Margalef, 1983). Por lo tanto, variaciones en la composición y estructura de las comunidades de los cursos de agua pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de variación ambiental. De esta forma el uso de macroinvertebrados como indicadores biológicos es una buena alternativa metodológica para detectar alteraciones en los ecosistemas acuáticos (Cairns & Pratt, 1993, Resh & Jackson, 1993, Barbour et al., 2006) y estimar el grado de las mismas, dada su capacidad diferencial de tolerancia (Alba Tercedor, 1996).

La utilización de estos organismos como bioindicadores presenta ciertas ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática. Según Rosemberg & Resh (1993) los macroinvertebrados se destacan por: su presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales y su naturaleza sedentaria, permitiendo un análisis espacial y temporal de los efectos debido a las perturbaciones en el ambiente, la facilidad en el análisis de las muestras, la utilización de equipos simples y de bajo costo y disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo.

Los plaguicidas pueden producir efectos adversos en las comunidades de macroinvertebrados disminuyendo la riqueza específica y la abundancia (Liess & Schulz, 1999, Liess & von der Ohe, 2005, Schäfer et al., 2011) Estos cambios pueden alterar ciertas funciones del ecosistema como el flujo de energía, la productividad y los procesos de descomposición. La relación potencial entre la

En nuestra zona, el principal problema fitosanitario lo constituye *Cydia pomonella* o vulgarmente llamada carpocapsa, plaga clave de manzanas y peras (Villarreal et al., 2006). Las larvas recién eclosionadas penetran en el fruto a través de la epidermis hasta alcanzar las semillas de las que se alimentan y el fruto atacado pierde entonces su valor comercial (Villarreal et al., 2004).

En la mayor parte de la región, el manejo de plagas y en particular de carpocapsa se lleva a cabo a través de diversas prácticas culturales como el raspado de troncos, la poda, el raleo de frutos, la remoción de envases de cosecha y la limpieza de puntales. La elevada presión de la población en la actualidad, obliga, en primera instancia, a realizar un control químico con insecticidas de amplio espectro (Villarreal et al., 2004). Los principios activos más utilizados pertenecen básicamente a los grupos químicos de los organofosforados (metil azinfos, fosmet, clorpirifos), piretroides (permetrina, esfenvalerato, fenvalerato) y carbamatos (carbaril). También se utilizan reguladores de crecimiento (novaluron, tebufenozide, flufenoxuron) e insecticidas pertenecientes al grupo de los neonicotinoides (acetamiprid, tiacloprid), relativamente nuevos en la zona (Funbapa, 2010).

Las exigencias internacionales respecto a la reducción en el uso de agroquímicos y la detección de casos de resistencia, (especialmente a insecticidas del grupo de los piretroides), ha incentivado en el Alto Valle la búsqueda de alternativas de control con diferentes modos de acción y más amigables con el ambiente (Cichón et al., 2001). Entre éstos se destaca el uso de feromonas de confusión sexual y el control biológico, que pueden considerarse verdaderas medidas de mitigación de riesgo a la incidencia de la plaga (Villarreal et al., 2006). Sin embargo, aunque el manejo integrado de plagas se aplique en forma creciente en la región desde el año 2006, todavía una amplia gama de plaguicidas en diversas concentraciones es utilizada con el fin de controlar las principales plagas agrícolas (Tosi et al., 2009).

1.2. ANTECEDENTES

Los índices biológicos de macroinvertebrados se han desarrollado y utilizado para el monitoreo de calidad de agua a nivel mundial. Dentro de los más aplicados en nuestro continente se puede mencionar el BMWP' (Biological Monitoring Working Party) adaptado por Alba Tercedor (1996) para la península Ibérica, y modificado a la fauna del sur occidente Colombiano por la Universidad del Valle (Zuñiga de Cardoso, 1997), el BMWP-CR adaptado para ríos y arroyos de Costa Rica (Stein et al., 2007) y el índice Biótico de Familias, el cual fue desarrollado por Chutter (1972) para los ríos de Sudáfrica, levemente modificado por Hilsenhoff (1988), para ser utilizado en los ríos de Norteamérica.

Son muchos los estudios que reflejan las propiedades de los macroinvertebrados como indicadores de perturbación acuática con materia orgánica y en nuestro país se destacan varios. Sin embargo su aplicación como indicadores biológicos en contaminación por plaguicidas son muy escasos (Bonada et al., 2006). El BMWP' fue utilizado por Domínguez & Fernández (1998) en el río Tucumán, el índice EPT (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera) de Carrera & Fierro (2001) aplicado en el río Angosturita, Índice Biótico Carcarañá por Gualdoni & Corigliano (1991), y el Índice de Macroinvertebrados para ríos pampeanos (I.M.R.P.) (Rodríguez et al., 2003), entre otros.

A nivel regional a su vez se destacan, las investigaciones sobre la composición taxonómica de macroinvertebrados patagónicos en ríos cordilleranos, (Miserendino, 2001; Miserendino & Pizzolón, 2003, 2004; Macchi 2007) y en ríos de meseta sobre la cuenca del Río Negro (Wais, 1990, Miserendino, 2009). Se evalúan los efectos ambientales de urbanización en arroyos patagónicos utilizando el monitoreo con macroinvertebrados (Miserendino & Brand, 2009) y además, varios estudios han documentado la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados ante contaminación orgánica (Johnson et al., 1993, Pizzolón & Miserendino, 2001, Macchi & Dufilho, 2008).

2. METODOLOGÍA

2.1. CARACTERIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra en proximidades a la localidad de Centenario dentro del departamento Confluencia de la provincia de Neuquén, a $38^{\circ} 48'$ de latitud Sur y $68^{\circ} 08'$ de longitud Oeste. Forma parte del Alto Valle de Río Negro y Neuquén (Fig. 1), un extenso oasis bajo riego que se encuentra limitado a ambos lados por barrancas de formación sedimentaria y se extiende a lo largo de 65 km junto al río Neuquén, 50 km a lo largo del río Limay y 120 km aguas abajo de la confluencia junto al río Negro.

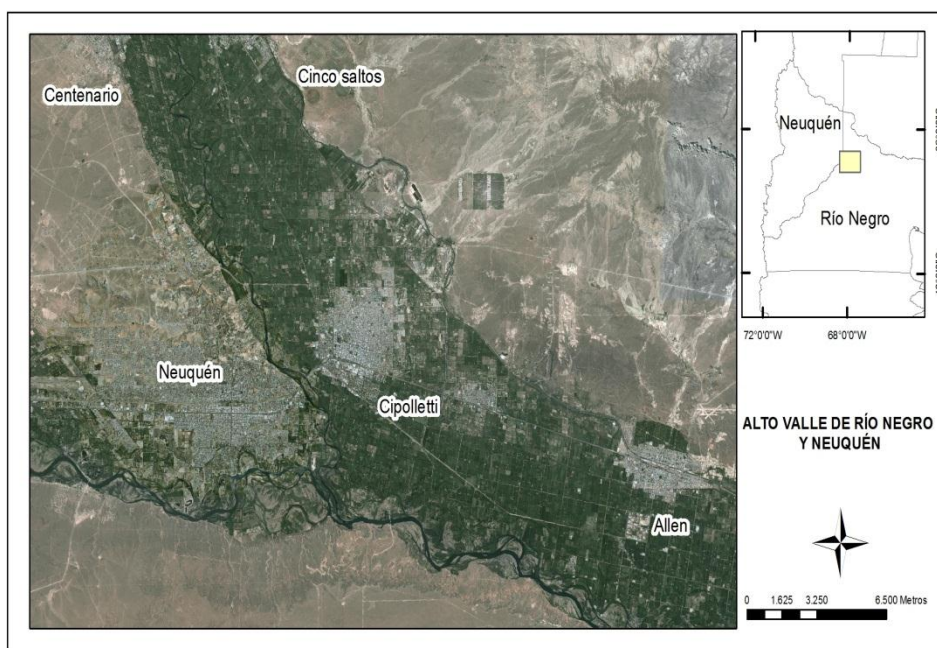


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el Alto Valle de Neuquén y Río Negro.

El clima es templado-frío y semiárido, registrando temperaturas medias anuales que varían entre los 12°C y 14°C . Las lluvias no superan los 200 mm anuales y los fuertes vientos que caracterizan la zona suelen alcanzar entre 20 y 120 km/h en dirección Oeste-Sudeste.

Los suelos de la región son típicos de desierto. Se caracterizan por su baja meteorización y son clasificados en suelos de barda, suelos de media barda, suelos de media costa y suelos de costa. Son de origen coluvional, de texturas no muy pesadas, entre arenosos y franco limoso, escasos en materia orgánica, con velocidad de infiltración media a alta y con un perfil profundo, sin gran desarrollo edáfico.

En Centenario existen unas 3.380 ha con derecho a riego, de las que alrededor de 2.400 ha se dedican en su mayor parte al cultivo de manzanas y peras para exportación. La población rural alcanza a unas 3.200 personas a la que corresponde agregar otras 22.000 personas en los centros urbanos.

El sistema de riego en Centenario, cuenta con un canal principal, canales secundarios, canales terciarios, canales cuaternarios, y canales quintuarios.

El canal principal se divide en Sistema Gramondo y por él se riega un sector de Vista Alegre. La longitud total es de 6.850 metros dividida en:

- Canal Gramondo con una longitud de 2.350 metros,
- Canal Terciario con una longitud de 1.050 metros
- Canal Cuaternario con una longitud de 3.450 metros.

El Sistema Centenario riega el resto de la Colonia y tiene una longitud total de 49.393 metros dividida en:

- Canal Principal con una longitud de 21.066 metros
- Canales Secundarios con una longitud total de 13.776 metros
- Canales Terciarios con una longitud total de 9.651 metros
- Canales Cuaternarios con una longitud total de 3.250 metros
- Canales quintuarios con una longitud total de 1.650 metros

Cada kilómetro cuenta con la obra que permite derivar el agua desde el Canal principal hacia el canal secundario y de ahí en adelante a los demás canales hasta llegar a todos los regantes.

El canal principal tanto del sistema Gramondo como del sistema Centenario, nace en el dique Ing. Ballester. Por lo tanto: los canales principales

Los cuerpos receptores de agua del excedente de riego conforman una red de drenajes y desagües de alrededor 1 -1,5 m de ancho que cruzan y rodean la zona desembocando en el río Neuquén.

2.2. SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO

El área de trabajo elegida tiene como precedentes varios estudios de investigación que desarrollan los equipos de docentes-investigadores de IDEPA-UNCo. La misma, comprende una sub-cuenca de 110 hectáreas en la localidad vecina de Centenario en cercanías del río Neuquén (Fig. 2). Se realizaron tres eventos de muestreo, en diciembre de 2011, febrero de 2012 y noviembre de 2012, donde se tomaron muestras de agua, sedimentos y macroinvertebrados, para su posterior análisis en laboratorio, y se determinaron *in situ* los parámetros físico-químicos.

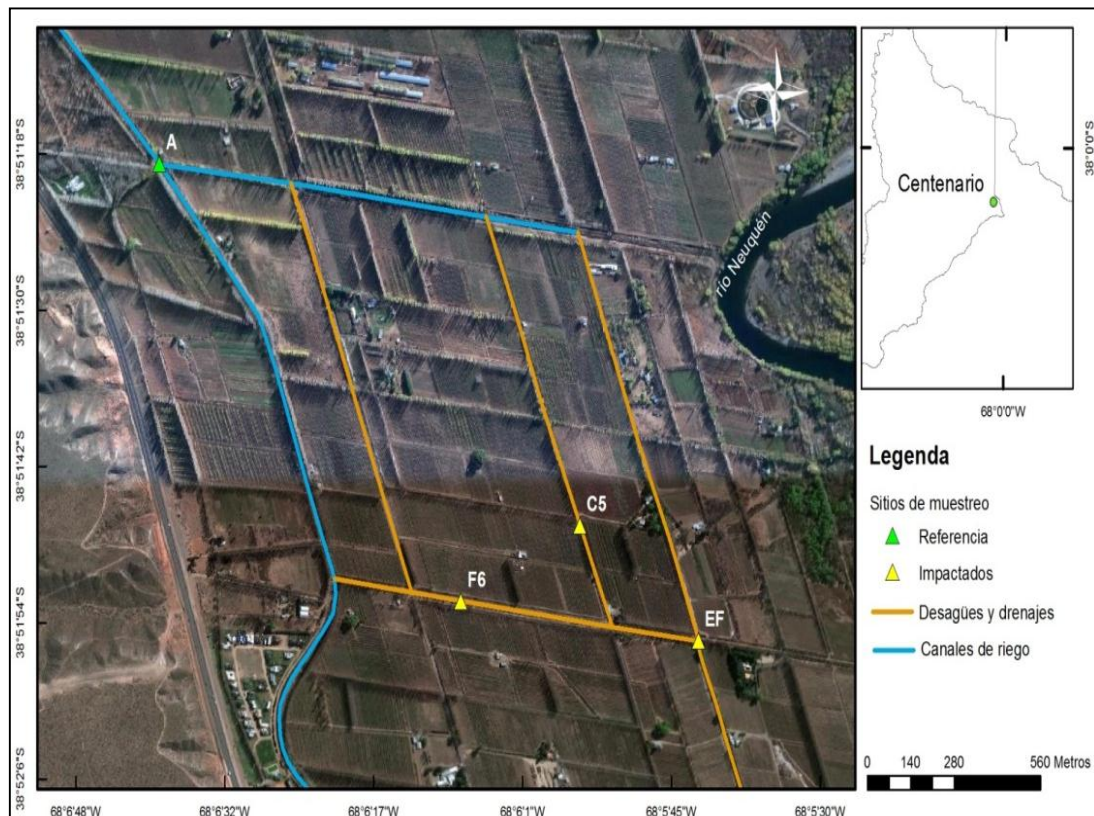


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio.



Figura 4. Canal de desagüe EF.

Los canales de drenaje F6 (Fig. 5) y C5 (Fig. 6) acumulan el exceso de agua de riego de las áreas agrícolas ubicadas aguas arriba del desagüe y aguas abajo del canal A.

El drenaje F6 ubicado en latitud $38^{\circ} 51'53.30''S$ y longitud $68^{\circ} 6'1.31'' O$ es un drenaje secundario que costea una calle principal de acceso y se encuentra prácticamente seco la mayor parte del año. El sustrato predominante es arcilloso y se encuentra parcialmente colonizado por abundantes gramíneas.



Figura 5. Sitio de muestreo F6.

El drenaje C5 en latitud $38^{\circ}51'52.08''S$ y longitud $68^{\circ} 5'52.77''O$ es un drenaje interno de ancho reducido y un poco más profundo que el resto de desagües. La vegetación acuática es abundante principalmente cubierta de la macrófita *Typha dominguensis* (Fig. 6) El sustrato predominante es fino formado por arena, limo y materia orgánica.



Figura 6. Sitio de muestreo C5.

2.3. TOMA DE MUESTRAS. DETERMINACION DE PARAMETROS FISICOS-QUÍMICOS, QUIMICOS Y BIOLÓGICOS

Parámetros físico-químicos

Las variaciones en las características físico-químicas del agua tanto naturales como antrópicas, pueden producir fuertes cambios en las comunidades de macroinvertebrados (Chaves et al., 2005). Estas variaciones en las condiciones físico-químicas del agua generan cambios más drásticos cuando se deben a alguna acción humana que los debidos a la propia variabilidad natural del río, como la presencia de residuos de plaguicidas (Ortiz et al., 2005, Azrina et al., 2006, Ortiz & Puig, 2007).

Los parámetros físico-químicos entonces, permiten caracterizar y evaluar la calidad del agua. Algunos pueden medirse *in-situ* y otros requieren de la toma de muestras y posterior análisis de laboratorio.

En el presente trabajo se determinaron *in situ* los siguientes parámetros:

- Caudal
- pH
- Temperatura del agua
- Oxígeno disuelto
- Conductividad eléctrica

Las variaciones de caudal en el medio afectan a la distribución de los macroinvertebrados de forma directa, seleccionando taxones con diferentes requerimientos hidráulicos, e indirecta, alterando otras características del hábitat físico que a su vez también influyen en la distribución de los macroinvertebrados, como son la composición del sustrato o la distribución de los recursos tróficos, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat (Alvarez Cabría, 2009).

El caudal es el resultado del producto entre la sección o la media de varias secciones del río (expresado en m^2 o cm^2) y la velocidad media del agua (expresada en m/s o cm/s).

Las unidades más utilizadas son litros por segundo (L/s) o metros cúbicos por segundo (m^3/s) (Leiva, 2004).

$$Q = S \times V$$

Dónde:

Q= caudal (m^3/s).

S= área mojada (m^2).

V= velocidad media de la corriente (m/s).

El área mojada es la sección transversal del cauce que se encuentra cubierta de agua al momento de la medición.

La velocidad de la corriente dependerá de la pendiente, del radio hidráulico y de la rugosidad del lecho. Es variable en la sección, siendo mínima en contacto con el lecho del río.

Para el cálculo del área se trazó una línea de marcación transversal al cauce y se registró su longitud. A intervalos regulares a lo largo de la línea se midió la profundidad con una barra calibrada para dividir el área en pequeñas secciones o fajas verticales, cuya suma conforma el área mojada del cauce. En cada una de esas fajas verticales se registró la velocidad media de la corriente con una sonda remota marca PASCO®, modelo PasPort PS-2130 rango 9 cm/s -396 cm/s (± 3 cm/s) (Fig. 7 izq.) ubicada a 0,6 m de H (profundidad medida desde el

Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir (Álvarez Carrión & Pérez Rivera, 2007). Este indicador depende de la temperatura, dado que la solubilidad del oxígeno es inversamente proporcional a ésta. Los niveles típicamente pueden variar entre 0 ppm y 18 ppm aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo entre 4 y 6 ppm para soportar una buena diversidad de vida acuática (Alvarez Carrión & Pérez Rivera, 2007). El OD se determinó con una sonda remota marca PASCO®, modelo PasPort PS-2108 (Fig. 8 der.)



Figura 8. Izq. Registro de pH y C.E. Der. Registro de OD.

Parámetros Químicos. Determinación de plaguicidas en agua y sedimentos

Teniendo en cuenta que el presente estudio intenta demostrar los efectos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos por la presencia de residuos de plaguicidas en agua y sedimentos en conjunto con los parámetros físico-químicos, el análisis de los mismos se centró en aquellos compuestos que presentan mayor toxicidad y tasa de aplicación, la familia de los organofosforados y carbamatos. Los plaguicidas investigados fueron: dimetoato, pirimicarb, carbaril, clorpirifos, metil azinfos, metidation, triazofos, fosmet, propoxur, metil paration y etil paration.

nitrógeno-fósforo (NPD). La confirmación de los compuestos fue realizada mediante cromatografía de gases acoplada a espectrómetro de masas, Agilent 6890N-MSD 5973, equipado con inyector de PTV (Fig. 9 der.).

La extracción de los plaguicidas en las muestras de sedimentos fue realizada en pequeñas columnas asistida por ultrasonido (SAESC). Se pesaron aproximadamente 10 g de suelo, secado y tamizado, en columnas de polipropileno de 20 mL, acondicionadas con filtros de fibra de vidrio (GMF) y sulfato de sodio anhidro. Se realizaron dos extracciones con 4 mL de acetato de etilo en cada caso y se llevó a baño ultrasónico (1500W, 35kHz) por espacio de 15 minutos. Los extractos fueron secados bajo corriente de nitrógeno y redisueltos en 1 mL de acetato de etilo con agregado de Sulfotep como estándar interno.

Los plaguicidas determinados en sedimentos fueron dimetoato, carbaril, clorpirifos, metil azinfos, metidation, triazofos, fosmet y propoxur. Los límites de detección para los plaguicidas organofosforados fueron <0,8 ppm peso seco y para carbamatos 2,5 ppm peso seco. Los límites de cuantificación fueron 1,0 ppm peso seco y 5,0 µg/g peso seco, respectivamente. Las recuperaciones medias estuvieron entre 75% y 120% con un CV <20%.

Los extractos fueron analizados con la misma metodología e instrumentación que los correspondientes a las muestras de agua.



Figura 9. Izq. Extracción en fase sólida. Der. Cromatografía gaseosa.

Con una red Surber de 250 micras de abertura y una superficie de muestreo de 900 cm² se realizaron tres réplicas en cada sitio por fecha de muestreo. En total se procesaron doce muestras por campaña excepto para el sitio F6 en febrero de 2012, lo que equivale a un total de treinta y tres muestras (n=33).

Primero, se colocó la red sobre el sustrato en contra de la corriente, procurando que la misma no se levante, luego se realizaron movimientos sobre el sustrato con las manos y los pies levantando y enjuagando las rocas o piedras delante de la red para que los organismos sean arrastrados dentro de ella por la corriente. El material recolectado se colocó en un recipiente con agua haciéndose pasar a través de un tamiz de 200 micras para separarlo del sustrato grueso. Por último se depositó en frascos de plásticos de 500 cm³, se rotuló y se fijó con alcohol puro al 96% (Fig. 10).



Figura 10. A) Posicionando red Surber. B) Muestreo y colecta con red Surber. C) Tamizado de la muestra. D) Colocación en recipiente para almacenaje.

Finalmente en el laboratorio, bajo lupa binocular, los macroinvertebrados se separaron de las muestras y conservaron en frascos con alcohol al 70% hasta determinar el nivel taxonómico más bajo posible, utilizando claves dicotómicas

disponibles (Lopretto & Tell, 1995, Lopretto & Tell 1996, Merritt & Cummins 1996, Fernández & Dominguez 2001, Domínguez & Fernández 2009) (Fig. 11).

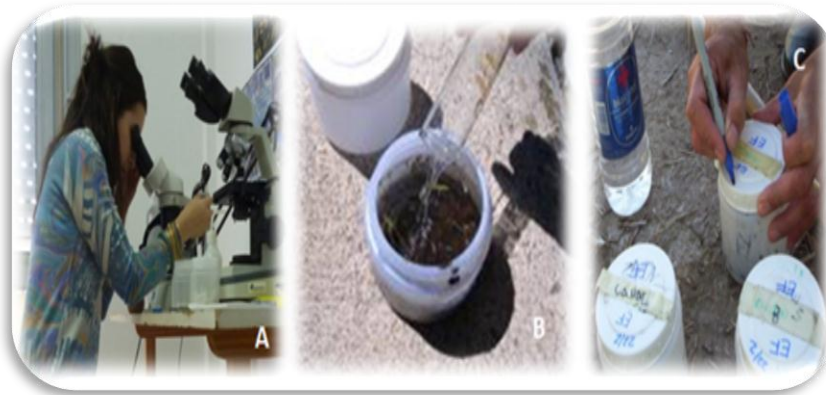


Figura 11. A) Identificación y clasificación de taxa con lupa binocular. B) conservación de las taxa en alcohol. C) rotulado de las muestras.

2.4. DETERMINACIÓN DE ÍNDICES

Para el análisis biológico de la comunidad bentónica se aplicaron índices de diversidad, determinando la diversidad alfa y beta.

Para la evaluación de la diversidad alfa se aplicaron los siguientes índices de riqueza y de dominancia:

Riqueza específica (S): Número total de especies obtenido en el muestreo.

Índice de Simpson (λ):

$$\lambda = \sum p_i^2$$



Dónde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente determinado por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).

Índice de Shannon-Weaver (H'):

$$H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$$

Dónde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i .

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Ravera, 2001). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (número de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

Para la determinación de diversidad entre hábitats (diversidad beta) se aplicó el índice de disimilitud Bray-Curtis para datos cuantitativos. Este índice es apropiado para este tipo de datos puesto que ignora los casos de aquellas especies que están ausentes en ambas muestras.

Este análisis permitió evaluar la diferencia en la composición taxonómica entre los cuatro sitios de muestreo tanto en su variación espacial como temporal.

Para aplicar el índice, los datos de abundancia previamente fueron transformados mediante el $\log(x+1)$.

aplicaron modelos lineales o unimodales utilizando el software CANOCO (ter Braak & Smilauer, 1998). Este programa permite explicar las principales relaciones entre especies, variables ambientales y sitios combinando ordenación y regresión (ter Braak, 1986). Para verificar la significancia de los modelos obtenidos se utilizó el test de permutación de Monte Carlo (9999 permutaciones) (ter Braak & Smilauer, 1998).

La temperatura del agua de los distintos sitios evidenció un gradiente de máximas a mínimas desde el punto de ingreso en el canal A con una media de 20,7°C hasta la salida en el sitio EF con una media de 16,3°C. Las diferencias de temperatura probablemente se deben a que el agua de los desagües proviene de la freática que se recarga por infiltración del agua de riego.

En cuanto a la salinidad, el agua de los colectores y desagües presentó una mayor conductividad eléctrica (C.E.). En el canal A la C.E. media fue de 262,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a diferencia de EF cuya media fue 682 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aproximadamente tres veces superior.

El pH del agua en todos los sitios resultó neutro a levemente alcalino, con valores medios que oscilaron entre 7,3 en C5 y 8,5 en el canal A.

Finalmente el oxígeno disuelto (OD) presentó valores cercanos a la saturación en el canal A con una media de 8,7 mg/L y menores valores en los desagües, cercanos a 6 mg/L.

3.2. PLAGUICIDAS

Análisis de residuos de plaguicidas organofosforados y carbamatos

Se analizaron muestras de agua y sedimentos en canales y drenajes del área en estudio en tres períodos: diciembre de 2011, febrero y noviembre de 2012. En la tabla II se indican los valores máximos para ambas matrices, agua y sedimentos.

De los plaguicidas analizados, el que mostró mayor frecuencia de detección, en ambas matrices, fue clorpirifos (82% en sedimentos, 50% en agua), seguido por metil azinfos (18% en sedimentos, 17% en agua). Carbaril fue encontrado sólo en una muestra de agua a nivel de trazas (no mostrado en la Tabla II) y el resto de los compuestos no fueron detectados en ningún caso.

Tabla II. Concentraciones máximas de los plaguicidas detectados en agua y sedimentos.

Período de muestreo	SITIO	sedimentos		Agua	
		Concentración de plaguicida (ppb)*			
		Clorpirifos	Metil azinfos	Clorpirifos	Metil azinfos
dic-11	Canal A	ND	ND	ND	ND
dic-11	Drenaje C5	38,51	ND	0,021	ND
dic-11	Drenaje F6**	--	--	0,012	ND
dic-11	Drenaje EF	2,77	2,09	0,019	0,26
dic-11	Drenaje EF Veg	10,24	ND	0,019	0,26
feb-12	Canal A	ND	ND	ND	ND
feb-12	Drenaje C5	33,17	ND	Trazas ***	ND
feb-12	Drenaje EF	1,21	1,78	0,014	ND
nov-12	Canal A	1,00	ND	ND	ND
nov-12	Drenaje C5	17,37	ND	ND	ND
nov-12	Drenaje EF	4,11	ND	ND	ND
nov-12	Drenaje F6	5,37	ND	ND	ND

ND: no detectado

LD/LQ (ppb) agua: clorpirifos 0,006/0,011, metil azinfos 0,05/0,1

LD/LQ (ppb) sedimentos: clorpirifos 0,7/1,0, metil azinfos 0,8/1,0

*Se utilizó el valor de la muestra con mayor concentración de plaguicidas

** No se determinaron residuos de plaguicidas en sedimentos

*** Trazas: Valor entre LD y LQ

En el canal de riego A no fueron detectados residuos de plaguicidas en agua y sólo en una muestra de sedimentos se halló clorpirifos. Por el contrario, en todas las muestras de sedimentos de los drenajes (C5, F6, EF) fue encontrado clorpirifos. Las concentraciones mayores correspondieron a C5, con un máximo de 38,51 ppb en diciembre de 2011. Este drenaje mostró, en los tres períodos, concentraciones del compuesto muy superiores a las correspondientes al colector del área (EF) donde el valor máximo registrado fue de 4,11 ppb; Sin embargo, metil azinfos no fue detectado en C5 y por el contrario, fue encontrado en EF en diciembre de 2011 (2,09 ppb) y febrero de 2012 (1,78 ppb). En este último sitio, en el muestreo de diciembre de 2011 se incluyó una muestra de cobertura vegetal de lecho de drenaje. La concentración de clorpirifos para esta muestra resultó 5 veces mayor que la registrada para el sedimento, ambas muestras obtenidas en simultáneo.

En las muestras de agua de los drenajes, la concentración mayor de plaguicida encontrada corresponde a EF con un valor de 0,26 ppb para metil azinfos (dic-2011). Es importante observar que las concentraciones en sedimentos superan a sus homólogas en agua en dos o tres órdenes de magnitud. Esta condición resulta significativa al momento de evaluar la toxicidad para los macroinvertebrados bentónicos. En la Figura 12 se muestran las concentraciones de clorpirifos en agua y sedimentos para los tres períodos de estudio.

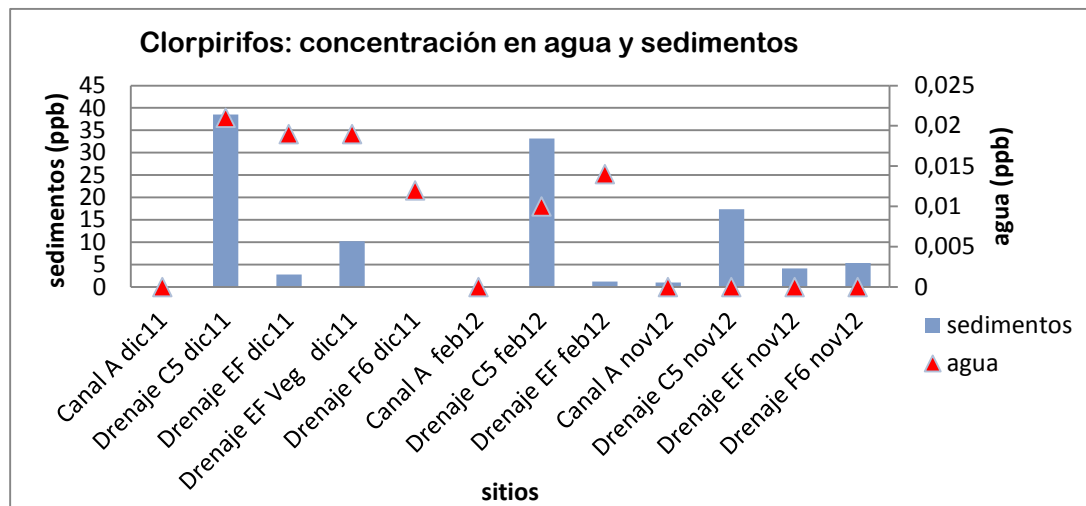


Figura 12. Concentraciones de clorpirifos en agua y sedimentos para los períodos dic-2011, feb-2012 y nov-2012 en canal de riego y drenajes.

Cálculo de unidades tóxicas

Se calcularon las unidades tóxicas máximas ($TU_{D.magna}$) para cada sitio y período de muestreo tanto para sedimentos como para agua (Tabla III).

Tabla III. Cálculo de TU para agua y sedimentos según fecha de muestreo.

Fecha	SITIO	TU _{D.magna}	
		Sedimentos	Agua
dic-11	Canal A	-5,00	-5,00
dic-11	Drenaje C5	2,6	-0,7
dic-11	Drenaje F6	--	-1,92
dic-11	Drenaje EF	1,4	-0,6
feb-12	Canal A	-5,00	-5,00
feb-12	Drenaje C5	2,5	1,1
feb-12	Drenaje EF	1,1	-0,8
nov-12	Canal A	1,00	-5,00
nov-12	Drenaje C5	2,2	1,1
nov-12	Drenaje EF	1,6	-5
nov-12	Drenaje F6	1,7	-5

Para el cálculo de TU se obtuvieron datos de las dosis letales para el 50% de *D.magna* (DL_{50-48h}) del clorpirifos y el metil azinfos, resultando ser la primera aproximadamente un orden de magnitud más baja respecto de la DL_{50-48h} del metil azinfos (IUPAC, 2013).

El canal de riego A no presentó unidades tóxicas ya que no se detectaron residuos de plaguicidas en agua y sedimentos, salvo para esta última matriz en noviembre de 2012 donde se determinó un elevado valor de toxicidad (TU_{D.magna} 1). Cuando los residuos no son detectados el valor de TU_{D.magna} adquiere un valor arbitrario de -5.

En los drenajes las unidades tóxicas en el agua presentaron valores de elevada toxicidad, con valores máximos en C5 durante febrero y noviembre de 2012 (TU_{D.magna} 1,02 en ambos meses) y mínimos en F6 en diciembre de 2011 (TU_{D.magna} -1,92). En cambio fueron no detectables en EF y F6 en noviembre de 2012. En cuanto a las unidades tóxicas determinadas en los sedimentos los valores fueron superiores a las obtenidas en el agua y, en todos los casos, su toxicidad fue también elevada. El máximo valor se obtuvo en el drenaje C5 (TU_{D.magna} 2,6) en diciembre de 2011 y el mínimo se registró en el sitio EF pero en febrero de 2012 (TU_{D.magna} 1,08).



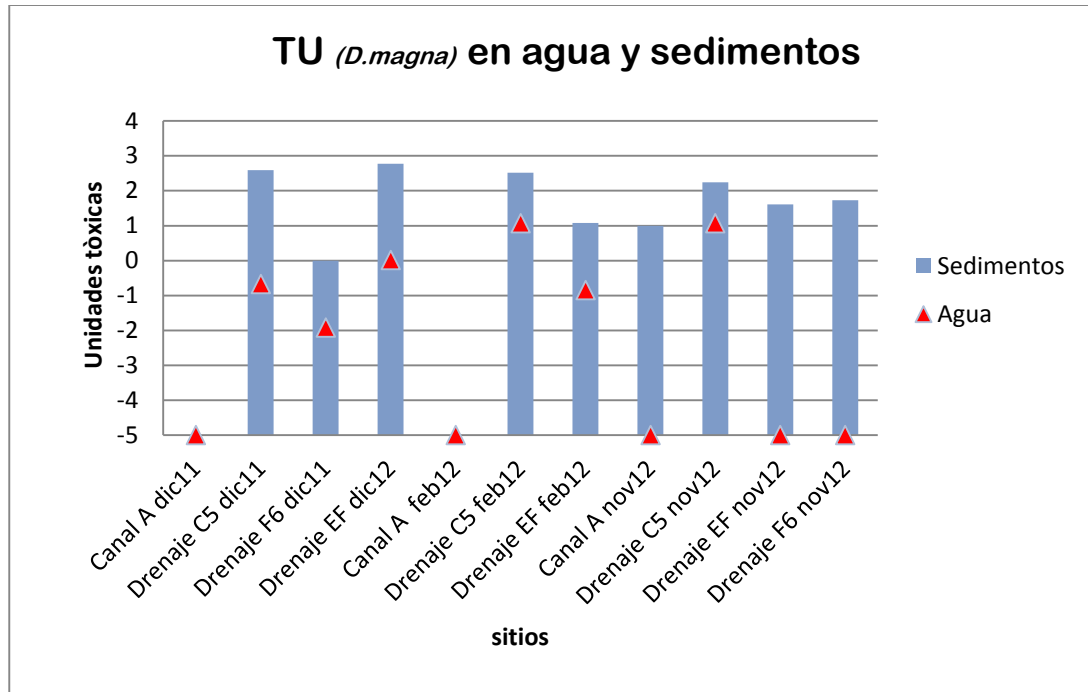


Figura 13. TU en agua y sedimentos para los períodos dic-2011, feb-2012 y nov-2012 en canal de riego y drenajes.

3.3. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

Se identificaron 39 taxa de macroinvertebrados, pertenecientes a 25 familias y 11 órdenes (Tabla IV).

El análisis de la riqueza taxonómica de cada sitio indicó que el canal A presentó el valor más alto con un total de 30 taxa, pertenecientes a especies de Ephemeroptera y Trichoptera. Luego siguieron el colector C5 con 25 taxa, EF con 22 y F6 con tan sólo 12. En estos colectores y desagües se destacaron diversas especies del orden Mollusca, Annelida y Diptera.

Tabla IV. Taxa determinadas según sitio de muestreo para los tres periodos de muestreo, diciembre de 2011, febrero de 2012 y noviembre de 2012.

Orden	Familia	Taxa	A	F6	C5	EF
Anelida	Naididae	<i>Naidinae</i>	40	3	11	9
		<i>Tubificinae</i>	67	10	16	15
	Oligochaeta	<i>Lumbriculidae</i>	22	7	32	43
Molusca	Glossiphonidae	<i>Helobdella sp.</i>	9	3	18	84
	Chiliinidae	<i>Chillina dombeyana</i>	5	0	0	69
	Limnaeidae	<i>Limnea viattor</i>	0	11	17	22
	Planorbidae	<i>Biomphalaria peregrina</i>	0	0	3	1
	Physidae	<i>Physa sp.</i>	2	2	21	10
	Hydrobiidae	<i>Heleobia hatcheri</i>	80	1	11	52
		<i>Heleobia parchapii</i>	22	0	33	1105
	Sphaeriidae	<i>Muscullium sp.</i>	0	15	175	127
Crustacea	Hyalellidae	<i>Hyalella curvispina</i>	696	5	54	3314
Hidracarina	Acari	<i>Acari</i>	3	0	0	0
Efemeroptera	Leptophlebiae	<i>Meridialaris diguilina</i>	5	0	0	0
		<i>Meridialaris laminata</i>	4	0	0	0
		<i>Penaphlebia chilensis</i>	5	0	0	0
	Baetidae	<i>Americabaetis alphas</i>	775	0	0	0
		<i>Baetodes</i>	59	0	0	0
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrionidae</i>	1	0	12	7
	Aeshnidae	<i>Rioaeshna sp.</i>	0	0	2	1
Tricoptera	Limnephilidae	<i>Verger sp.</i>	1	0	0	0
	Hydroptilidae	<i>Metrichia neotropicalis</i>	37	0	0	0
	Hydropsychidae	<i>Smicridea annulicornis</i>	4	0	0	0
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus Ochraceus</i>	0	3	0	0
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Belostoma sp.</i>	1	0	3	0
Planaria	Dugesidae	<i>Girardia sp.</i>	7	0	1	11
Diptera	Simulidae	<i>Gigantodax sp.</i>	13	0	1	2
		<i>Simulium sp.</i>	104	0	0	2
	Empididae	<i>Hemerodromia sp.</i>	5	0	1	1
	Tipulidae	<i>Tipulidae sp.1</i>	0	0	5	0
		<i>Tipulidae Sp.2</i>	0	1	0	0
	Chironomidae	<i>Polypedillum sp.</i>	7	0	19	16
		<i>Tanytarsus sp.</i>	47	5	4	1
		<i>Parametriocnemus sp.</i>	4	0	224	1
		<i>Eukiefferiella sp.</i>	0	0	1	0
		<i>Diamesinae sp.</i>	1	0	0	0
		<i>Chricotopus sp.</i>	0	0	2	0
		<i>Thienemanniella sp.</i>	7	0	1	1
	<i>Chironomus sp.</i>	2	0	68	0	
Abundancia absoluta			2035	66	735	4894
Densidad (ind./m²)			2277	733	8166	54377
Riqueza específica			30	12	25	22

La abundancia relativa porcentual de macroinvertebrados mostró a Crustacea, con una única especie, *Hyalella curvispina*, como el taxón más abundante en todos los muestreos con un 53%, luego siguieron, Mollusca con

23%, Ephemeroptera con 11%, Díptera con 7%, Annelida con un 5% y Trichoptera con tan sólo el 1% (Fig. 14).

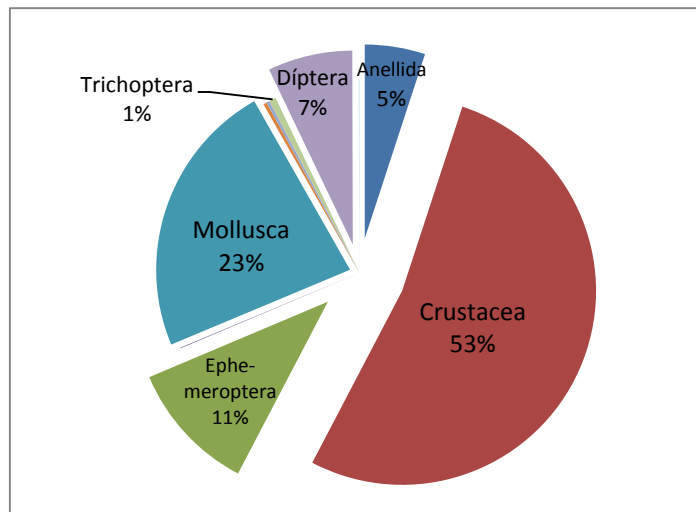


Figura 14. Abundancia de macroinvertebrados según taxón, para los muestreos de Diciembre 2011, Febrero 2012 y Noviembre de 2012.

Un análisis detallado de la composición de cada grupo de macroinvertebrados mostró, dentro de los insectos, a Díptera como el orden de mayor riqueza específica con 13 taxa identificadas (Fig. 15).

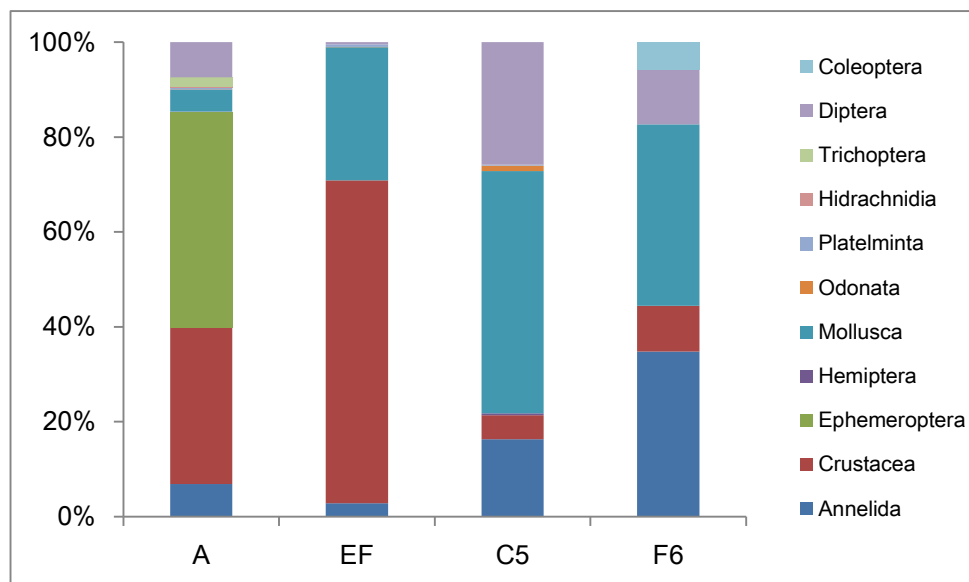


Figura 15. Abundancia relativa porcentual según orden por sitio de muestreo.

Dentro del orden Diptera, la familia Chironomidae (Fig. 16), con 8 taxa identificadas, estuvo presente en todos los sitios y fechas de muestreo, con mayor abundancia absoluta en el canal principal A y en el colector C5. Las taxa identificadas pertenecen a tres subfamilias: Orthocladinae con *Parametrioctenemus sp.*, *Eukiefferiella sp.*, *Chricotopus sp.* y *Thienemanniella sp.*, Chironominae con *Polypedillum sp.*, *Tanytarsus sp.* y *Chironomus sp.* y finalmente Diamesinae con *Heptagyia sp.*

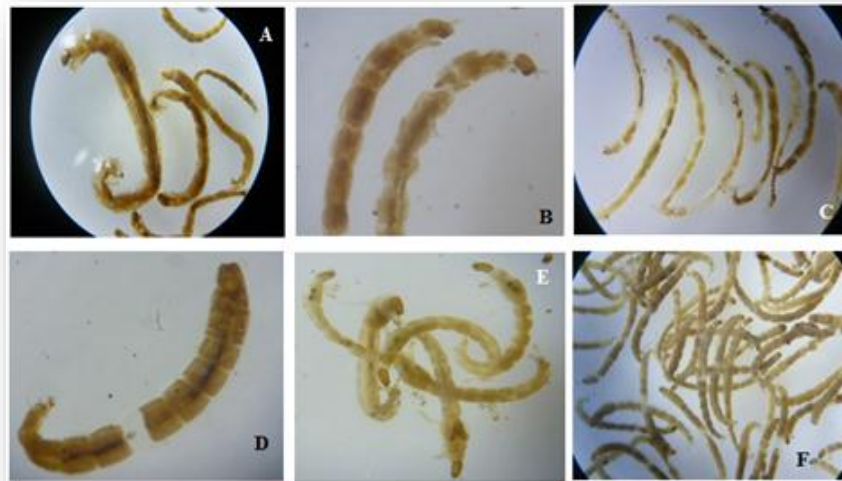


Figura 16. A) *Chironomus sp.* B) *Tanytarsus sp.* C) *Polypedillum sp.* D) *Eukiefferiella sp.* E) *Onconeura sp.* F) *Parametrioctenemus sp.*

Los quironómidos son organismos bentónicos que viven en el sustrato, incluso enterrados en sedimentos con bajos niveles oxígeno disuelto. Son organismos colectores-recolectores que se alimentan de materia orgánica particulada fina.

La familia Simuliidae estuvo representada por las especies, *Simulium sp.* y *Gigandotax sp.* (Fig. 17). Ambas especies se encontraron casi exclusivamente en el canal A y muy pocos individuos se hallaron en el canal de desagüe EF. Estas especies prefieren hábitats reófilos, con fuertes velocidades de la corriente ya que son organismos filtradores de materia orgánica particulada ultrafina.

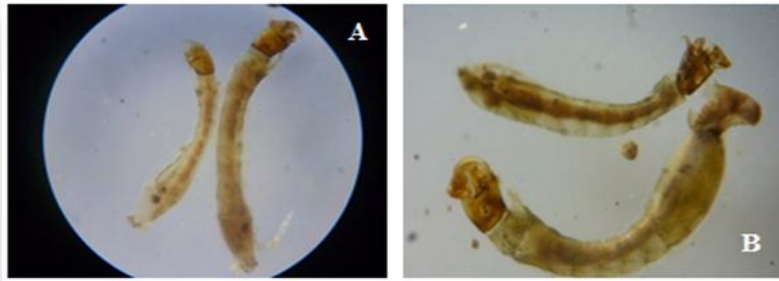


Figura 17. A) Simullium sp. B) Gigantodax sp.

Finalmente se identificaron dos familias de dípteros, aunque menos representativas, Empididae con la especie *Hemerodromia sp.* y Tipulidae, que presentó dos morfoespecies en el sitio C5 y F6 (Fig. 18).



Figura 18. A) Hemerodromia sp. B) Tipulidae sp.

El orden Ephemeroptera fue el segundo grupo de mayor riqueza específica y el de mayor abundancia absoluta dentro de los insectos. Los taxa de este grupo, sólo se hicieron presentes en el sitio del canal A y pertenecieron a dos familias Leptophlebiidae y Baetidae. De la primera se identificaron *Penaphlebia chilensis*, *Meridialaris laminata* y *Meridialaris diguilina*, de la segunda *Americabaetis alphas* y *Baetodes sp.* (Fig. 19).



Figura 20. A) *Metrichia neotropicalis* B) *Smicridea annulicornis* C) *Coenagrionidae* sp.

Finalmente como taxa raros y con baja frecuencia se encontraron otros grupos de insectos, Hemiptera y Coleoptera, con tan sólo una especie identificada en cada orden, *Belostoma* sp. en el sitio C5 y *Enochrus ochraceus* en el canal de desagüe F6 respectivamente. (Fig. 21).



Figura 21. A) *Belostoma* sp. B) *Enochrus ochraceus*.

Mollusca con seis especies identificadas constituyó el segundo orden de mayor riqueza específica, después de los insectos (Fig. 22). Se encontraron en todos los sitios de muestreo, aunque con mayor abundancia absoluta en los colectores y en el canal de desagüe EF. Dentro de los Gastropoda, Hydrobiidae fue la familia más abundante con dos especies presentes, *Heleobia hatcheri* y *Heleobia parchapii*. Otras especies identificadas, pero en menor abundancia fueron, *Chillina dombeyana*, *Limnea viator*, *Biomphalaria peregrina* y *Physa* sp. Todos los gasterópodos presentes son de hábitos raspadores, se alimentan de microalgas y perifiton.

Dentro de *Bibalvia*, se encontró una sola especie, *Muscullium sp.* de la familia *Sphaeridae*, con altos valores de abundancia en el desagüe EF. Esta especie vive enterrada en sedimento fino y es un colector filtrador que se alimenta de materia particulada fina y ultrafina.

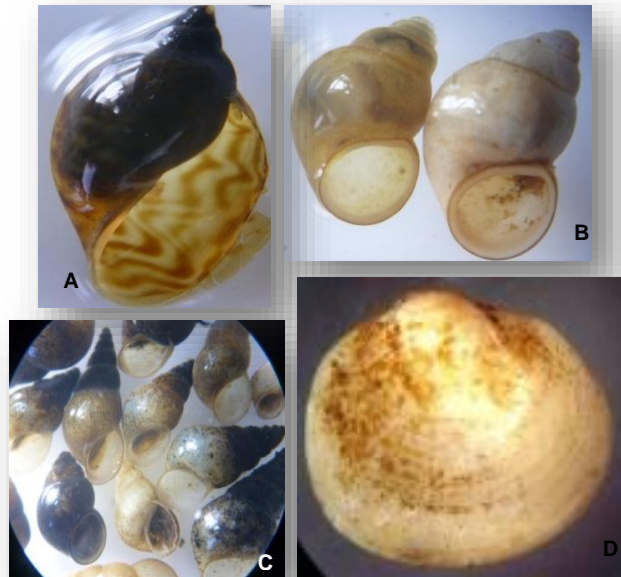


Figura 22. A) *Chillina dombeyana* B) *Heleobia hatcheri* C) *Heleobia parchapii* D) *Muscullium sp.*

En el subphylum *Crustacea* sólo se registró una especie, *H. curvispina*. Sin embargo fue la especie más abundante de macroinvertebrados. Dominó ampliamente en el sitio EF y registró altos valores de abundancia en los sitios restantes. Esta especie vive en diversidad de ambientes, presentando una gran plasticidad y se alimenta de materia particulada fina.

El phylum *Annelida* estuvo mayormente representado en los sitios de los desagües y colectores. En la sub-clase *Oligochaeta* se determinaron tres familias, *Naididae*, *Tubificidae* y *Lumbriculidae*. En la clase *Hirudinea* sólo se registró la familia *Glossiphonidae* con *Helobdella sp* (Fig. 23).

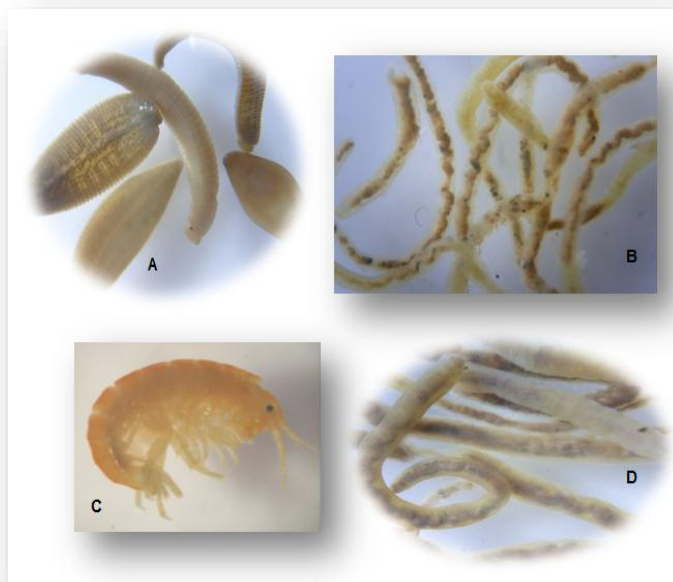


Figura 23. A) *Helobdella sp* B) *Tubifex* C) *Hyalella Curvispina* D) *Lumbriculidae*.

Otros grupos raros y con menor abundancia fueron Hidracarina con *Acari sp.*, encontrada sólo en el sitio A y *Girardia sp.* de la familia Dugesidae perteneciente al Phylum Platyhelminthes (Fig. 24).

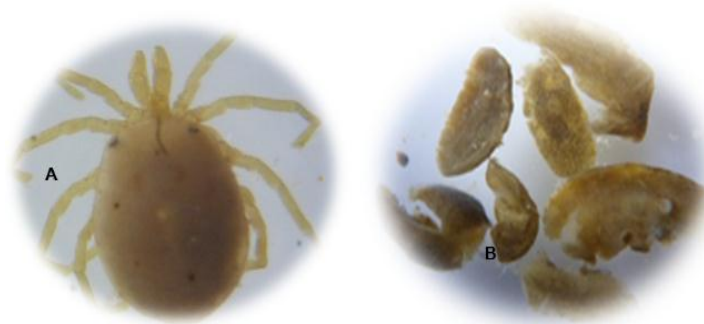


Figura 24. A) *Acari* B) *Giardia sp.*

Al evaluar la diversidad alfa temporal de cada sitio de muestreo (Tabla V) se observó como indica la figura 25, que el canal A durante noviembre presentó mayor riqueza con 21 especies, mayor diversidad de Shannon 1,91 bit/inv. y baja dominancia de Simpson 0,21. En el mismo se observaron valores más bajos durante el muestreo de diciembre, recuperándose nuevamente en febrero.

En el otro extremo se ubicó el sitio del drenaje colector F6 que presentó los valores más bajos de riqueza específica durante noviembre con tan sólo 5 especies, una diversidad Shannon de 1,4 bit./inv. y una baja dominancia de Simpson de 0,25, presentando mejores valores durante el muestreo de diciembre. Cabe recordar que este sitio estaba seco en el mes de febrero.

Tabla V. Valores de la diversidad alfa. Riqueza específica e índices de abundancia, Shannon y Simpson.

	A-n	A-d	A-f	F6-n	F6-d	C5-n	C5-d	C5-f	EF-n	EF-d	EF-f
Riqueza E. (S)	21	13	20	5	9	9	19	15	15	14	14
Shannon (H)	1,918	1,105	1,618	1,403	2,023	1,574	1,698	1,595	1,041	0,865	1,116
Simpson (D)	0,216	0,481	0,305	0,256	0,114	0,287	0,312	0,35	0,449	0,613	0,508

A, F6, C5 y EF: Sitios de muestreo.

n, d y f: Corresponden a las fechas de muestreo en noviembre de 2012, diciembre de 2011 y febrero de 2012 respectivamente.

El sitio C5 mostró una tendencia similar al anterior, la diversidad más baja en noviembre, aumentando hacia diciembre y disminuyendo en febrero, con valores máximos de 19 especies, diversidad de Shannon 1,69 bit/inv. y baja dominancia 0,312.

Finalmente el sitio EF presentó valores que permanecieron casi constantes a lo largo del tiempo, con una riqueza que osciló entre 14-15 especies, una baja diversidad entre 0,86-1,11 bit/inv. y moderados a altos valores de dominancia de Simpson, reflejados por la alta abundancia de *H. curvispina*.



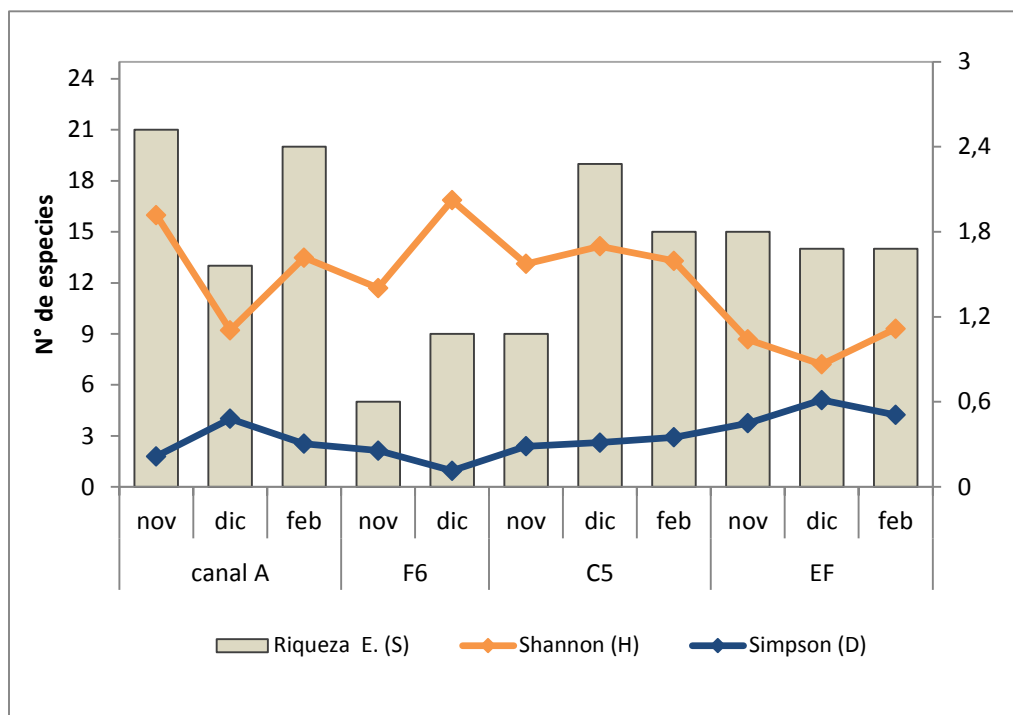


Figura 25. Riqueza específica y abundancia en los tres periodos de muestreo.

La similitud de acuerdo a la composición faunística de los sitios (diversidad beta) según periodo de muestreo permitió ordenarlos y representarlos mediante un análisis de conglomerados. Se clasificaron seis grupos (a una línea arbitraria de corte de un 55 % de similitud) los cuales se ajustaron a su ubicación espacial dentro de la cuenca. Los grupos 3 y 6, sitios canal A y EF, muestran diferencias entre ellos en la composición de los ensambles de macroinvertebrados, pero a su vez una similitud diferenciada en la composición, para cada sitio en las diferentes fechas. El resto de los grupos estuvieron conformados por los sitios de los colectores de drenaje. El grupo 2 indicó una evidente similitud para noviembre entre los sitios C5 y F6 (Fig. 26).

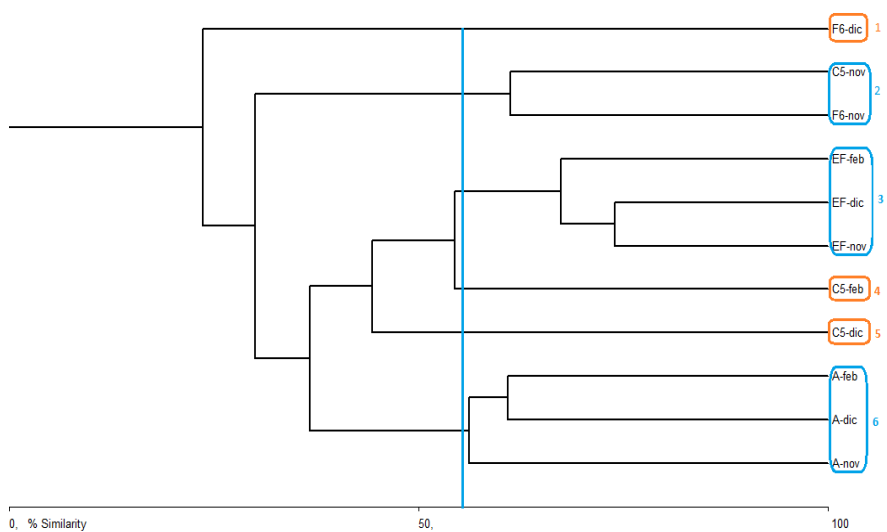


Figura 26. Dendrograma de similitud que agrupan sitios de muestreo y período.

3.4. INTEGRACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES Y BIOLÓGICAS

El Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) basado en los datos de abundancia de invertebrados (45 taxa) en 4 sitios en 3 diferentes momentos de muestreo se presenta en la Tabla VI.

El ACC1 (autovalor: 0,410) y el ACC2 (autovalor: 0,227) explicaron el 64% de la varianza de la relación entre los diferentes taxa y los parámetros ambientales, con una alta correlación entre las especies y las variables relevadas ($>0,90$).

El eje 1 (ACC 1) como muestra la figura 27, permitió discriminar un gradiente ambiental en función de la contaminación por plaguicidas (TU) y de las características hidrológicas de los sitios (caudal). De este modo los sitios y meses con altos valores de TU, tanto para sedimentos como, para la columna de agua, se asociaron al extremo negativo del ACC. C5 fue el sitio que siempre presentó valores elevados para ambas TU, luego siguieron, con menores valores, EF, principalmente en febrero y, F6 que sólo presentó valores de TU en sedimentos tanto en noviembre como diciembre. Sobre el mismo eje canónico pero en el

extremo positivo se ubicó el sitio A en los diferentes meses, caracterizado por presentar mayores caudales y valores no detectables de TU, salvo durante noviembre en sedimentos.

Tabla VI. Resultados del análisis de correspondencias canónicas entre variables ambientales y la densidad de invertebrados acuáticos en sitios y meses de muestreo. Valores de las correlaciones especie-ambiente con los dos primeros ejes del ACC.

Variable	ACC1	ACC2
Unidades Tóxicas agua	-0,88	-0,30
Unidades Tóxicas sedimentos	-0,72	-0,09
Conductividad eléctrica	-0,41	0,69
Oxígeno disuelto	0,28	-0,70
Caudal	0,94	-0,24
Autovalores	0,4	0,23
Correlaciones especie ambiente	0,99	0,92
Porcentaje acumulado de varianza:		
de especies	24,3	37,8
de relación especie-ambiente	41,4	64,4

El eje 2 (ACC 2), definió un gradiente ambiental relacionado con variables físico-químicas como la conductividad eléctrica (CE) y el oxígeno disuelto (OD). Este eje permitió diferenciar a los sitios localizados en los drenajes, que reciben el excedente de riego, como aquellos con mayores concentraciones de sales y menores valores de OD.

En cuanto a la distribución de los macroinvertebrados en los ejes canónicos, las especies que se registraron, o presentaron altos valores de densidad en sitios con mayores valores de TU fueron agrupadas sobre el lado negativo del ACC1. La comunidad en sitios con altos valores de TU estuvo representada por los moluscos (*Biomphalaria peregrina*, *Heleobia hactcheri* y *Physa sp.*), odonatos (Coenagrionidae sp. y *Rhionaeschna sp.*) y quironomidos

4. DISCUSIÓN

La alteración de los parámetros físico-químicos y la presencia de residuos de plaguicidas en agua y sedimentos, aguas abajo del canal de riego A, muestran una degradación de la calidad del agua en la microcuenca. Similares resultados fueron observados en estudios anteriores realizados en el área (Loewy et al., 2006 y 2011b, Macchi et al., 2012). Los efectos de estos cambios, combinados o no, fueron evidenciados en la composición y estructura diferencial de las comunidades de macroinvertebrados.

El agua de riego en su punto de ingreso a la microcuenca, (sitio A) presentó valores óptimos de oxígeno disuelto (OD) y conductividad eléctrica (C.E.), indicando una buena calidad fisicoquímica del agua para la vida acuática. Posteriormente, el agua de ese canal es conducida para ser utilizada para riego por inundación en los diferentes cuadros agrícolas del área, donde su excedente superficial o subterráneo es colectado por los drenajes y desagües.

En los drenajes intermedios del sistema, F6 y C5 y particularmente en el drenaje EF la conductividad eléctrica mostró un aumento de hasta tres veces su valor respecto del sitio de referencia, evidenciando el arrastre de sales que produce el paso del agua a través del suelo agrícola. El OD en los drenajes estuvo por debajo de la saturación, con valores mínimos cercanos a 4 mg/L durante noviembre en C5 y F6, concentraciones que condicionan fuertemente la vida acuática. El período de muestreo, la escasa turbulencia, el bajo caudal y parte del origen sub-superficial de estas aguas, forman un conjunto de factores que de alguna manera inciden o permiten explicar los bajos valores de OD encontrados.

Los niveles de plaguicidas detectados tanto en agua como en sedimentos, en cada uno de los muestreos, evidenciaron que existe un grado de contaminación en los drenajes en el período de estudio. En ambas matrices el clorpirifos fue el que presentó mayor frecuencia de detección, luego siguió el metil azinfos y finalmente el carbaril sólo fue detectado a nivel de trazas.

alto grado de afectación. Salvo en EF para diciembre de 2011 donde la máxima TU (*D.magna*), correspondió a la concentración de metil azinfos, los otros valores de TU_{*D.magna*} fueron debidos a las concentraciones de clorpirifos detectadas.

Los ensambles de los macroinvertebrados de canales y drenajes mostraron, en general, una riqueza específica similar a la encontrada en los ríos y arroyos de la región (Wais, 1992, Macchi, 2008). Sin embargo, los sitios presentaron una composición específica y una abundancia característica que los diferencia. Así la fauna del canal A estuvo mayormente representada por diversas especies de Ephemeroptera, Trichoptera y *Hyaella curvispina*. En los drenajes F6 y C5 dominaron los órdenes Mollusca, Annelida y Díptera y finalmente en el desagüe EF abundaron varias especies de Mollusca y *H. curvispina*.

Las variables ambientales que parecieron condicionar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los sitios analizados fueron el OD, la C.E. y las TU_{*D.magna*}.

El oxígeno disuelto es una condición determinante de la capacidad del medio de sostener una dada biodiversidad, ya que todos los organismos vivos dependen de una forma u otra del oxígeno para mantener sus procesos metabólicos (Tortorelli & Hernández, 1995) y también, para producir la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Tucci, 1998). Entre los macroinvertebrados existen taxones como Ephemeroptera y Trichoptera que, en la mayoría de sus especies, son sensibles a bajas tensiones de OD en el agua (Prat et al, 2009). Estos insectos, presentes en el canal A, estuvieron ausentes en C5 probablemente, debido a las bajas concentraciones de OD. No obstante, los sitios EF y F6 presentaron altos valores de OD, sin embargo no se encontraron especies de estos taxones.

Si las concentraciones de oxígeno disuelto fueron óptimas, las variaciones de C.E. encontradas podrían pensarse como otro de los factores condicionantes para la presencia de las especies sensibles. Sin embargo, con valores similares o superiores, especies de Ephemeroptera y Trichoptera fueron ampliamente registrados en otros arroyos y ríos de Argentina y Patagonia (Gualdoni &

5. CONCLUSIÓN

De acuerdo a los objetivos planteados en el presente trabajo de investigación, podemos concluir que:

La descripción físico-química y biológica de los sitios de muestreo y su posterior análisis, presentó características particulares, diferenciadas entre el canal de riego y los drenajes de la microcuenca de estudio.

En general, el canal A, mostro condiciones saludables, con buena calidad del agua y una comunidad de macroinvertebrados de diversidad similar a los ríos de la región.

Por el contrario en los drenajes la presencia de residuos de plaguicidas en agua y sedimentos constituyó el factor más importante que modificó la calidad de agua, condiciones reflejadas en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

En general, la comunidad de macroinvertebrados mostró un comportamiento esperable de acuerdo a la degradación de la calidad del agua, en concordancia con estudios realizados en otras regiones. Sin embargo, algunas especies demostraron una mayor tolerancia a la presencia de plaguicidas, lo cual sugiere un probable desarrollo de resistencia a estos compuestos. Sería importante realizar estudios locales en este aspecto.

La utilización de los macroinvertebrados como comunidad bioindicadora, junto a los análisis físico-químicos, en un sistema de monitoreo integral, permitiría abordar uno de los aspectos de la evaluación de riesgo en escenarios locales.

- ANGELIER, E., (2002).-Ecología de las Aguas Continentales. Ed. Acribia. Zaragoza. 217 pp.
- ANGUIANO, O. L., SOUZA, M. S., FERRARI, A., SOLENO, J., PECHEN D'ANGELO A. M & MONTAGNA, C.M., (2005).-Conociendo los Efectos Adversos de los Plaguicidas podremos Cuidar Nuestra Salud y la del Ambiente. LIBIQUIMA, Facultad de Ingeniería, Escuela Superior de Salud y Ambiente, Escuela de Medicina. Argentina. 64 pp.
- ANGUIANO, O., CABALLERO DE CASTRO, A., ROSENBAUM, E., VENTURINO, A & PECHEN D'ANGELO, A. M., (1998).-Afectan los Plaguicidas la Supervivencia de las Poblaciones de Anfibio? Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. 149: 1-10.
- AZNAR JIMÉNEZ, A., (2000).-Determinación de los Parámetros Físico-Químicos de Calidad de las Aguas. Instituto Tecnológico de Química y Materiales "Álvaro Alonso Barba". Universidad Carlos III. Madrid. 2(23): 12-19.
- AZRINA, M. Z., YAP, C. K., ISMAIL, A. R., ISMAIL A & TAN, S. G., (2006).-Anthropogenic Impacts on the Distribution and Biodiversity of Benthic Macroinvertebrates and Water Quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 337-347.
- BAEZ, M., RODRIGUEZ, M., LASTRA O., PEÑA, A., DE LA COLINA, C & SANCHEZ RASERO, F., (1996).-Residuos de Plaguicidas en Aguas Superficiales de la V Región de Chile. Estudio prospectivo. *Bol Soc Chil Quim.* 41: 271-276.
- BALZARINI, M. G., GONZÁLEZ, L., TABLADA, M., CASANOVES, F., DI RIENZO, J. A & ROBLEDO, C. W., (2008).-Manual del Usuario. Córdoba, Argentina.
- BAPTISTA, D.F., BUSS, D. F., DORVILLE, L. F & NESSIMIAN, J.L., (2001).-Diversity and Habitat Preference of Aquatic Insects along Longitudinal Gradient of the Macae River Basin. Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.* 61: 249-258.

- CAIRNS, J. R & PRATT, J. R., (1993).-A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. En: Rosemberg, D. M & Resh, V. H., (eds). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman y Hall, New York, Pp.; 10-27.
- CALI, M. J., (2010).-El rol del agua en la producción regional. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA, Alto Valle. Entrevista publicada en el Diario Río Negro on-line. F&d, 63:16-21.
- CARRERA, C & FIERRO, K., (2001).-Manual de monitoreo. Los Macroinvertebrados Acuáticos como Indicadores de la Calidad del Agua. Ed. Eco Ciencia. Quito, Ecuador. 67 pp.
- CARVALHO, F. P & HANCE, R. J., (1993).-Pesticides in Tropical Marine Environments: ASSESSING THEIR FATE, Bulletin IAEA (2): 14-19.
- CARVALHO, F. P., NHAN, D. D., ZHONG, C., TARARES, T & KLAINE, S., (1998).-Tracking Pesticides in the Tropics, Bulletin IAEA 40 (3): 24-30.
- CHAPMAN, D., (1996).-Water Quality Assessments. A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman & Hall. 626 pp.
- CHAVES, M. L., CHAINHO, P. M., COSTA, J. L., PRAT, N & COSTA, M. J., (2005).-Regional and Local Environmental Factors Structuring Undisturbed Benthic Macroinvertebrate Communities in the Mondego River Basin, Portugal. Archiv Fur Hydrobiologie, 163: 497-523.
- CHUTTER, F., (1972).-An Empirical Biotic Index of the Quality of Water in South African Streams, And Rivers. Water Research 6: 19-30.
- CICHON, L. I., FERNÁNDEZ, D. E & RAFFO, D., (2001).-Carpocapsa, la Plaga Clave. Manzanos y Perales del Valle. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Revista de Información sobre Investigación y Desarrollo Agropecuario (IDIA XXI). Nº 1, Frutales de pepita. Página/s: 96 - 99. URL: <http://www.inta.gov.ar>
- DOMÍNGUEZ, E & FERNÁNDEZ, H., (1998).-Calidad de los Ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán Argentina) Medida por un Índice Biótico. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 38 pp.

- FUNBAPA., (2010).-Supresión de Carpocapsa en la Fruticultura de Pepita de los Valles Irrigados de la Norpatagonia. Ediciones FunBaPa, Argentina.
- GALDEAN, N., CALLISTO, M & BARBOSA, F. A., (2001).-Biodiversity Assessment of Benthic macroinvertebrates in Altitudinal Ecosystems of Serra do Cipo (MG, Brazil). *Braz. J. Biol.* 61: 239-248.
- GARRIDO, S & CICHON, L., (2012).-Enemigos Naturales: Investigación Aplicada a los Ecosistemas Locales. *Revista de divulgación Fruticultura & Diversificación* N° 69. Página/s: 18 - 23. URL: <http://www.inta.gov.ar>
- GUALDONI, C & CORIGLIANO, M., (1991).-El Ajuste de un Índice biótico para uso Regional. *Revista U.N.R.C.* (11): 43-49.
- HAUER, F & RESH, V. H., (2006).-Macroinvertebrates. In: R. Hauer y G. Lamberti (Editores), *Methods in stream ecology*. Academic Press, Nueva York, USA, pp. 435-464.
- HEMINGWAY, J., SMITH, C., JAYAWARDENA, K & HERATH, P. R., (1986).-Field And Laboratory Detection of the Altered Acetylcholinesterase, Resistance Genes which Confer Organo-phosphate and Carbamate Resistance in Mosquitoes (Diptera:Culicidae). *Bull, Ento-mol. Res.* 76: 559-565.
- HILL, M. K., (2010).-Understanding Environmental Pollution. Cambridge University Press, 562 pp.
- HILSENNHOFF, W., (1998).-Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society* (7): 65-68.
- HOROWITZ, A. J., (1986).-A primer on trace metal-sediment chemistry. U.S. Geological Survey Water-Supply paper 2277.
- HUGHES, D. N., BOYER, M. G., PAPST, C. D & FOWLE, G. A. V., (1980).-Rees and P. Baulu. 1980. Persistence of three Organophosphorus Insecticides in artificial Ponds and Some Biological Implications. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 9:269-279. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines.

- LEIVA, M., (2004).-Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de Calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Universidad Católica de Temuco, Facultad de ciencias. Temuco. 111p.
- LIESS, M & SCHULZ, R., (1999).-Linking Insecticide Contamination and Population Response in an Agricultural Stream. *Environ Toxicol Chem.* 18:1948-55.
- LIESS, M & VON DER OHE, P. C., (2005).-Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams. *Environ Toxicol Chem.* 24:954-65.
- LOEB, S. L & SPACIE, A., (1994).-Biological Monitoring of Aquatic Systems. Londres: Lewis Publishers. 381 pp.
- LOEWY, M., (2011a).-Dinámica Ambiental de Plaguicidas. En: ANGUIANO, O & MONTAGNA, C. M., (eds). Clasificación y Toxicología de Plaguicidas. Ed. Educo, 1 ed. Universidad Nacional del Comahue, Argentina. (4): 237-265.
- LOEWY, R. M., MONZA, L. B., KIRS, V. E & SAVINI, M. C., (2011b).-Pesticide distribution in an agricultural environment in Argentina, *Journal of Environmental Science and Health, B* 46:8, 662-670.
- LOEWY, R. M., CARVAJAL, L. G., NOVELLI, M & PECHEN D'ANGELO, A. M., (2006).-Azinphos Methyl Residues in Shallow Ground Waters from the fruit Production Region of Northern Patagonia, Argentina. *Journal of Environmental Science and Health, B* 41(6): 869-881.
- LOEWY, R. M., CARVAJAL, L. G., NOVELLI, M & PECHEN D'ANGELO, A. M., (2003).-Effect of Pesticide use in Fruit Production Orchards on Shallow ground water. *J Environ Sci Health B.* 38(3): 317-325.
- LOEWY, R. M., KIRS, V., CARVAJAL, G., VENTURINO, A & PECHEN de D Angelo A., (1999).-Groundwater Contamination by Azinphos Methyl in the Northern Patagonic región, Argentina. *Sci Total Environ.* 225: 211-218.

- LÓPEZ GETA, J. A., MARTÍNEZ NAVARRETE, C., MORENO MERINO, L & NAVARRETE MARTÍNEZ, P., (1992).-Las Aguas Subterráneas y los Plaguicidas. Fuente:
<http://aguas.igme.es/igme/publica/libro28/lib28.htm>
- LOPRETTO, E & TELL, G., (1995).-Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí medida por un índice biótico. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 38 pp.
- LOPRETTO, E & TELL, G., (1996).- Ecosistemas de Aguas cContinentales. Ediciones Sur, La Plata. 1322 Pp.
- MACCHI, P. A & DUFILHO, C., (2008).-Variación en la Composición y Organización Funcional de Macroinvertebrados Bentónicos en una Cuenca Patagónica. In: Libro de resúmenes: IV Congreso Argentino de Limnología. Bariloche. Río Negro. 78 pp.
- MACCHI, P. A., (2007).-Calidad de Agua en Ecosistemas Fluviales Utilizando Indicadores Biológicos. Cuenca del Arroyo Pocahullo. Tesis de Grado. Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental. Escuela Superior de Salud y Ambiente. Universidad Nacional del Comahue. 79 pp.
- MACCHI, P. A., KLAICH, M. J & LOEWY, M., (2012).-Impacto de Plaguicidas en Ensamblajes de Macroinvertebrados en el Alto Valle del Río Negro y Neuquén. Actas 5° Congreso Argentino de Limnología, Santa Fé. Argentina.
- MACCHI, P., (2008).-Degradación de la Calidad del Agua del Arroyo Durán. I Jornadas de Ciencias Naturales en la Patagonia, Biodiversidad y Conservación. Facultad de Ciencias Naturales, sede Esquel. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.
- MARGALEF, R., (1983).-Limnología. Omega, Barcelona. 1010 pp.
- MATSON, P. A., PARTON, W. J., POWER, A. G & SWIFT, M. J., (1997).-Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. Science. 27:5325, 504-509.



- MERRITT, R. W & CUMMINS, K. W., (1996).- Aquatic Insects of North America. Kendall Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 74–97.
- MISERENDINO, M. L & BRAND, C., (2009).-Environmental effects of Urbanization on Streams and Rivers in Patagonia Argentina: the use of macroinvertebrates in monitoring. In: Justin, A. D. (ed.), Advances in Environmental Research, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Chubut-Argentina. 6 (4) pp.;38.
- MISERENDINO, M. L & PIZZOLON, L. A., (2003).-Distribution of Macroinvertebrate Assemblages in the Azul-Quemquemtreu River basin, Patagonia, Argentina. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 37(3), 525-539.
- MISERENDINO, M. L & PIZZOLON, L. A., (2004).-Interactive effects of Basin Features and land-use Change on Macroinvertebrate Communities of headwater streams in the Patagonian Andes. River Research and Application, 20, 967-983.
- MISERENDINO, M. L., (2001).-Macroinvertebrate Assemblages in Andean Patagonian Rivers and Streams: environmental relationships. Hydrobiología 444: 147-158.
- MISERENDINO, M. L., (2009).-Effects of Flow Regulation, Basin Characteristics and land-use on Macroinvertebrate Communities in a large Arid Patagonian river. Biodiversity & Conservation, 8(7), 1921-1943.
- MONTAGNA, C. M., GAUNA, L. E., PECHEN DE D'ANGELO, A & ANGUIANO, O. L., (2012).- Evolution of Insecticide Resistance in non-target black flies (Diptera: Simuliidae) from Argentina. 107(4): 8 pp.
- MONTAGNA, C. M, FERRARI, A., SOUZA, M., SOLEÑO, J., PECHEN DE D'ANGELO A. M & ANGUIANO, O. L., (2004).-El Cuidado de la Salud Humana y el Ambiente, mediante el Manejo adecuado de Plaguicidas. LIBIQUIMA, Facultad de Ingeniería- Escuela Superior de Salud y Ambiente. Argentina. 56 pp.
- MONTAGNA, C. M., ANGUIANO, O. L., GAUNA, L. E & PECHEN DE D'ANGELO, A. M., (2003).-Mechanisms of Resistance to DDT and Pyrethroids in

- PIZZOLON, L. A & MISERENDINO, M. L., (2001).-The Performance of two Regional Biotic Indices for Running Water Quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1), 11-27.
- PRAT, M., RÍOS, B., ACOSTA, R & M. RIERADEVALL, M., (2009).-Los Macroinvertebrados como Indicadores de Calidad de las Aguas. En DOMINGUEZ, E. Y H. FERNÁNDEZ (eds). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina. 840 pp.*
- RACKE, K. D., (1993).-Environmental fate of Chlorpyrifos. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 131: 1-154. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines.*
- RAMOS, C., CARBONELL, G., GARCÍA BAUDÍN J. M & TARAZONA, J. V., (2000).-Ecological Risk Assessment of Pesticides in the Mediterranean Region. The need for crop-specific scenarios. *The Science of the Total Environment.* 247: 269-278.
- RAND, G. M., WELLS, P. G & MCCARTY, L., (1995).-Introduction to Aquatic Toxicology. En: Rand, G. M. (ed). "Fundamental of aquatic toxicology". Taylor and Francis, Washinton, DC. 3-66.
- RAVERA, O., (2001).-A Comparison Between Diversity, Similarity and Biotic Indices Applied to the Macroinvertebrate Community of a Small Stream: the Ravella river. Province, Northern Italy. *Aquatic Ecology* (35): 97-107.
- RESH, V. H & JACKSON, J. K., (1993).-Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring using Benthic Macroinvertebrates. En: Rosemberg, D. M & Resh, V. H., (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Chapman y Hall, New York. N.Y. Pp. 195-223.
- RODRIGUEZ, C., OSCON, S & TANGORRA, M., (2003).-Una visión Bentónica de Arroyos y Ríos Pampeanos. *Biología Acuática* (21): 1-18.
- ROGERS, C. E., BRABANDER, D. J., BARBOUR, M. T & HEMOND, H. F., (2002).-Use of Physical, Chemical, and Biological Indices to Assess

- & ESPINOSA, P., (eds). Los Plaguicidas, Impactos en Producción, Salud y Medio Ambiente. Carchi, Ecuador. CIP e INIAP. 199 pp.
- TER BRAAK, C. J. F & SMILAUER, P., (1998).-CANOCO Reference Manual and user's guide to Canoco for Windows – software for canonical community ordination, version IV. Microcomputer Power, Ithaca NY.
- TER BRAAK, C. J. F., (1986).-Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate. direct gradient analysis. Ecology. 67, 1167-1179.
- TOMLIN, C. D., (2001).-The Pesticide Manual. Version 2.1 on CD, twelfth ed. The British Crop Protection Council, UK.
- TORTORELLI, M & HERNÁNDEZ, D., (1996).-Calidad de Agua de un Ambiente sometido a Efluentes Contaminantes. 217-230, En: Lopretto, E & Tell, G (eds): Ecosistemas de Aguas Continentales. Ediciones Sur, La Plata.
- TOSI, A. P., PECHEN DE D'ANGELO, A. M., SAVINI, M. C & LOEWY, R. M., (2009).-Evaluación de Riesgo por Plaguicidas sobre Aguas Superficiales de la región Norpatagónica Argentina. LIBIQUIMA. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina. 17 (1): 1-6.
- TUCCI, C., (1998).-Modelos Hidrológicos. Editora da Universidade, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 669 pp.
- VAN DEN BRINK, P. J., VAN WIJNGAARDEN, R. P. A., LUCASSEN, W. G. H., BROCK, T. C. M & LEEUWANGH, P., (1996).-Effects of the Insecticide Durcbans 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in Outdoor Experimental ditches: II. Invertebrate Community Response and Recovery. Environ. Toxicol. Chem. 15, 1143–1153.
- VAN DER VALK, A., (2012).-The Biology of Freshwater Wetlands Second Edition Oxford University Press, Oxford, UK. 173pp.
- VAN WIJNGAARDEN, R., VAN DEN BRINK, P. J., CRUM, S. J. H., OUDE VOSHAAR, J. H., BROCK, T. C. M & LEEUWANGH, P., (1996).- Effects of the Insecticide Dursban 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in

- outdoor experimental ditches: I. Comparison of short-term toxicity between the laboratory and the field. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(7): 1133-1142.
- VEGA, S., (1985).-Toxicología I: Evaluación Epidemiológica de Riesgos Causados por Agentes Químicos Ambientales. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS, OMS, 69 pp.
- VENTURINO, A., ANGUIANO, O. L., GAUNA, L., COCCA, C., BERGOC, R. M & PECHEN DE D'ANGELO, A. M., (2001).-Thiols and Polyamines in the Potentiation of Malathion Toxicity in Larval Stages of the toad *Bufo arenarum*. *Comp. Biochem. Physiol. C-Toxicol. Pharmacol.* 130,191–198.
- VERRENGIA GUERRERO, N. R & KESTEN, E. M., (1994).-Levels of Heavy Metals in Waters from the La Plata River, Argentina: An approach to assess Bioavailability. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 52: 254-260.
- VERRENGIA GUERRERO, N. R., TAYLOR, M. G., WIDER, E. A & SIMKISS, K., (2003).-Influence of Particle Characteristics and Organic Matter Content on the Bioavailability and Bioaccumulation of pyrene by clams. *Environ. Pollut.* 121(1): 115-122.
- VILLARREAL, P., ALVAREZ, J., GINNOBILI, J., GÓMEZ, G., MORATTI, P., RODRÍGUEZ R., SANTAGNI, A., VIDIRI, J & ZAFFINO, R., (2004).-Pautas Tecnológicas: Frutales de Pepita. Manejo y Análisis Económico-Financiero. En: Estación Experimental Agropecuaria Alto Valle, Centro Regional Patagonia Norte. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 132 pp. URL: <http://www.inta.gov.ar>
- VILLARREAL, P., MAGNARELLI, G., CORTEZ, C. M., VILLEGAS NIGRA M, TAMBURO, L & TAPPATA, A., (2006).-Evaluación Técnico Económica del Impacto de la Carpocapsa en la Producción de Frutas de Pepitas de la Norpatagonia argentina. Comisión de Sanidad Vegetal de la Fundación barrera zoo fitosanitaria patagónica. 155 pp.

- WAIS, I. R., (1990).-A Checklist of the Benthic Macroinvertebrates of the Negro River Basin, Patagonia, Argentina, including an approach to their functional feeding groups. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3, 829-845.
- WAIS, I., (1992).-Introducción a la Ecología de ríos. Programa de Educación y Divulgación Científico-Técnica en Temas Ambientales, Buenos Aires. 54 pp.
- WALKER, C. H., HOPKIN, S. P., SIDLY, R. M & PEAKALL, D. B., (2006).- Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis, 315 pp.
- ZUÑIGA DE CARDOSO, M. C., ROJAS, A. M & CAICEDO, G., (1997).- Indicadores Ambientales de Calidad de agua en la Cuenca del río Cauca. *Bioindicadores de la Calidad del agua*. Universidad del Valle, Cali-Colombia.