

## Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales

MARÍA L. TIONE<sup>1,2,✉</sup>, JOSÉ C. BEDANO<sup>1,2</sup> Y MÓNICA T. BLARASIN<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Departamento de Geología, Fac. Cs. Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.*

<sup>2</sup> *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).*

**RESUMEN.** En los últimos años los acuíferos comenzaron a ser estudiados desde una visión ecosistémica, considerando en particular a sus comunidades de invertebrados. En acuíferos loésicos, de baja permeabilidad, hasta el momento no se han estudiado los invertebrados que los habitan. El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de variables ambientales en las comunidades de invertebrados en el acuífero freático loésico de la cuenca del arroyo La Colacha (Córdoba). Se seleccionaron siete perforaciones según el espesor de la zona no saturada y el uso de la tierra circundante, y un ambiente superficial, considerado como referencia. Se efectuaron dos muestreos durante un año hidrológico. Las aguas analizadas fueron caracterizadas como aguas dulces, a excepción de un sitio (salobre), y se detectaron NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en todas las muestras analizadas. El ambiente superficial mostró una mayor abundancia de invertebrados que las perforaciones. En general las densidades en el acuífero estudiado resultaron similares a las de otros acuíferos del mundo. El taxón dominante fue Crustacea, y en particular Copepoda. Además se recolectaron organismos pertenecientes a Acari, Collembola, Insecta, Oligochaeta, Pauropoda y Nematoda. La abundancia disminuyó conforme aumentó la profundidad de la zona no saturada, asociada a una disminución de la llegada de oxígeno y materia orgánica al agua subterránea. Se comprobó que el uso de la tierra en inmediaciones de la perforación tiene un efecto significativo en los invertebrados del acuífero, a través del aporte de materia orgánica derivada de contaminación que produce cambios en la abundancia y la composición de la fauna de los acuíferos.

[Palabras clave: estigofauna, Crustacea, zona no saturada, uso de la tierra, acuífero freático]

**ABSTRACT. Relationship between groundwater invertebrate communities and environmental variables:** The study of aquifers from an ecosystemic perspective that focus on their invertebrate communities is relatively recent. Particularly, the invertebrates living in low permeability loessic aquifers have not been studied. The objective of this work was to evaluate the influence of environmental variables on the invertebrate communities in the loessic phreatic aquifer of La Colacha basin (Córdoba). Seven perforations were selected according to the thickness of the vadose zone and the surrounding land use. Also a superficial water body was selected as a reference. The perforations were sampled twice during a hydrological year. The samples corresponded to fresh water, with the exception of one perforation (brackish water). Nitrate was detected in all samples. As expected, the superficial water body showed higher invertebrate abundance than the wells. Invertebrate density ranged between 1.6 and 23.7 individuals/L, which is in the range of densities of other aquifers of the world. The dominant taxon was Crustacea, in particular Copepoda, followed by Acari, Collembola, Insecta, Oligochaeta, Pauropoda and Nematoda. Invertebrate abundance diminished with vadose zone depth, associated with a decrease of the flow of oxygen and organic matter to the groundwater. Land use surrounding the wells significantly affected the aquifer invertebrates through the contribution of organic matter.

[Keywords: stygofauna, Crustacea, vadose zone, land use, phreatic aquifer]

---

✉ Departamento de Geología, Fac. Cs. Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba. Argentina.  
ltione@exa.unrc.edu.ar

*Recibido: 25 de abril de 2010; Fin de arbitraje: 24 de octubre de 2010; Revisión recibida: 12 de diciembre de 2010; Aceptado: 23 de diciembre de 2010*

## INTRODUCCIÓN

Los acuíferos, que constituyen más de 97% del agua dulce líquida del mundo (Scarsbrook et al. 2000), han sido bastante menos estudiados que las aguas superficiales (Boulton et al. 2008) debido, en buena medida, a su carácter oculto y a su inaccesibilidad (Fernández 2004; Castellarini et al. 2007). No obstante, desde los últimos años los acuíferos son considerados verdaderos ecosistemas (Blarasin et al. 1999; Hancock et al. 2005), aunque poseen particularidades tales como la oscuridad permanente, una baja diversidad biológica y un entorno mucho más uniforme que las aguas superficiales (Scarsbrook et al. 2000). Las redes tróficas de estos ecosistemas son heterotróficas y con una productividad primaria que depende fundamentalmente del transporte de recursos (biomasa, detritus) desde la superficie (Baker et al. 2000).

En estos ambientes se han desarrollado investigaciones vinculadas principalmente a bacterias, aunque también sobre virus y parásitos (Goldscheider et al. 2006). Un aspecto que ha recibido atención en los últimos años es el estudio de la biodiversidad con énfasis en los microinvertebrados (Gibert 2004). La fauna acuática subterránea, denominada estigofauna, se encuentra a profundidades variables en rocas cársticas, fisuradas y porosas (Armstrong et al. 2003). Si bien la estigofauna incluye insectos y otros grupos de invertebrados (Humphreys 2006), en ella predominan los crustáceos, entre los que dominan los copépodos (Scarsbrook & Fenwick 2003). La dominancia de crustáceos y la casi ausencia de insectos son las principales diferencias que distinguen a estos ecosistemas de los superficiales (Bruno et al. 2001). Entre las variadas funciones atribuibles a la estigofauna, la descomposición y ciclado de nutrientes son probablemente las más importantes (Gibert & Deharveng 2002), aportando al mantenimiento de la calidad del agua en acuíferos (Fenwick et al. 2004).

El conocimiento acerca de los factores que controlan los patrones de biodiversidad en aguas subterráneas es escaso (Datry et al. 2005). No obstante, existen evidencias de que características hidrogeológicas tales

como la conductividad hidráulica, la recarga de agua subterránea y el espesor de la zona no saturada influyen en la distribución de los invertebrados, debido a que intervienen en los flujos de materia y energía entre la superficie y el acuífero y dentro de él. Además, las actividades humanas son una fuente de heterogeneidad biótica (Paran et al. 2004). Algunos trabajos sobre los patrones de distribución espacio temporal y la estabilidad de comunidades de invertebrados en acuíferos han mostrado que la textura, la porosidad, la conductividad hidráulica, las relaciones con cuerpos de agua superficiales y los niveles de oxígeno disuelto, entre otros, son importantes condicionantes de la fauna en aguas subterráneas (Ward et al. 1994; Dumas 2002).

En la actualidad, las comunidades y los procesos ecológicos del agua subterránea están amenazados de forma severa por las actividades humanas (Gibert 2004), y se supone que la estigofauna es más susceptible a la contaminación que las especies que habitan en la superficie (Bright et al. 1998) ya que en los hábitats que reciben alta entrada de energía y materia se espera mayor diversidad y densidad de organismos que en los que reciben menos (Bruno et al. 2001). Las concentraciones de carbono orgánico disuelto son más elevadas en áreas con nivel freático somero debido a que el tiempo de residencia en la zona no saturada es insuficiente para permitir la degradación microbiana (Datry et al. 2005). El marcado gradiente decreciente por debajo del nivel freático lleva a la diversidad biológica a decrecer con la profundidad (Datry 2003). Modificaciones ecológicamente significativas de la entrada de nutrientes, agua o contaminantes pueden cambiar la composición de la comunidad de estigofauna (Malard et al. 1996), que junto a datos hidrodinámicos, físico-químicos y bacteriológicos son de utilidad en el monitoreo, gestión y programas de protección del agua subterránea (Humphreys 2008).

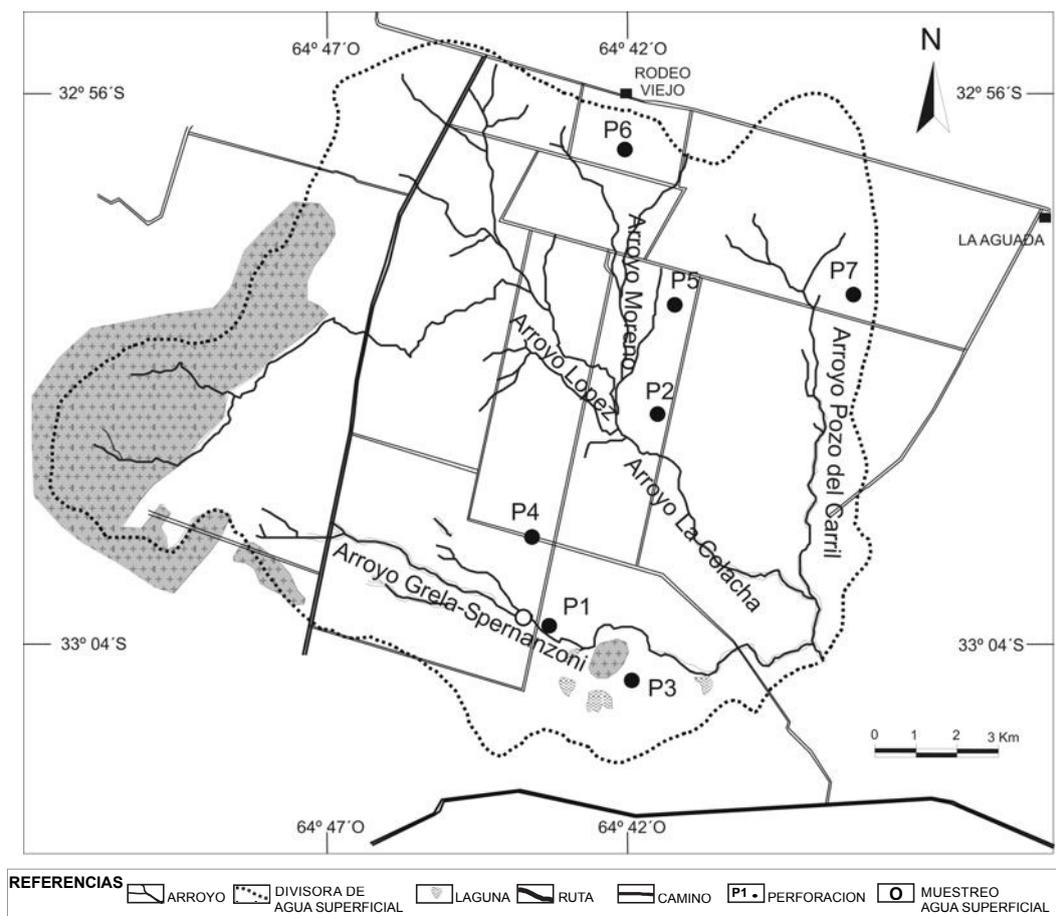
En la Argentina, el conocimiento de la estigofauna es escaso. Sólo se cuenta con información de especies de ácaros y crustáceos recolectados en muestras de arroyos de Tucumán, los que fueron asignados al aporte subterráneo (Grosso & Fernández

1985; Fernández 2004). Luego, Peralta (2006) describió la especie *Hexabathynella szidati* (Crustacea; Bathynellacea) en ambientes hiporreicos en San Luis. En el sur de Córdoba, los acuíferos más extendidos son los sedimentarios, constituidos fundamentalmente por materiales finos de tipo loésico (Blarasin 2003). En este tipo de acuíferos de tan baja permeabilidad no se han desarrollado estudios de comunidades de invertebrados a nivel internacional; los existentes están asociados a la zona hiporreica o a acuíferos fluviales (Ward et al. 1994). Si se considera el valor que los invertebrados pueden alcanzar en una descripción más integral del ecosistema subterráneo y la relativa escasez de información local, este trabajo tiene por objetivo evaluar la influencia de variables ambientales en las comunidades de invertebrados de un acuífero freático loésico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Sistema de estudio y diseño de la investigación*

El trabajo se desarrolló en la cuenca del arroyo La Colacha, ubicada al noroeste del Departamento Río Cuarto, Córdoba, con un área de 195 km<sup>2</sup>. La temperatura media anual es de 16.5 °C y la precipitación media anual de 933 mm. El uso de la tierra es agrícola-ganadero, con dominio del cultivo de soja. El ambiente dominante está compuesto de arenas muy finas limosas de origen eólico. Las potenciales fuentes contaminantes del acuífero freático son agroquímicos y efluentes de criaderos de cerdos, aves y ganado bovino (Blarasin et al. 2005). La conductividad hidráulica diaria promedio del acuífero freático es 1 m; el coeficiente de almacenamiento promedio



**Figura 1.** Sitios de muestreo en la Cuenca La Colacha.

**Figure 1.** Sampling sites in La Colacha Basin.

de 0.05-0.10 y la transmisividad entre 1 y 60 m<sup>2</sup>/día. La profundidad del nivel freático varía entre 1 y 40 m y el agua subterránea se halla en el rango de dulce a salobre y es del tipo bicarbonatada, bicarbonatada sulfatada, sulfatada bicarbonatada o sulfatada, sódica (Blarasin et al. 2005).

Se seleccionaron siete perforaciones ubicadas en diferentes sitios de la cuenca y, excepto P1, las demás están alejadas de los cursos de agua (Figura 1). Es decir, no se trata de captaciones que están situadas en el ambiente hiporreico, ambiente típico de estudio, sino que se eligieron los sitios en función del espesor de la zona no saturada (ZNS) y, en consecuencia, profundidad de captación (alcanzando un máximo de 52 m). Para cada perforación se tuvo en cuenta además el uso de la tierra en su entorno (Tabla 1 y Figura 1).

El muestreo de invertebrados se realizó según normas internacionales establecidas

en el Manual PASCALIS (Malard et al. 2002). De cada punto de muestreo se extrajeron dos muestras de 20 L cada una, con un período de espera de 20 minutos. El agua fue filtrada a campo con un tamiz de 63 µm; el retenido fue lavado, retirado y recogido en frascos plásticos. Las muestras fueron estabilizadas en laboratorio con alcohol etílico 70%. La separación, conteo e identificación de los organismos se realizó mediante el uso de lupas y microscopios ópticos. Se consideraron los invertebrados de tamaño corporal mayor a 63 µm.

Además, se muestreó un ecosistema acuático superficial (arroyo Grella-Speranzoni), y se consideró a su comunidad como referencia. El arroyo se ubica al sur del área de estudio (Figura 1) y nace por el afloramiento de agua freática. Para el muestreo de los invertebrados del arroyo no se utilizó una metodología de muestreo específica para cada tipo de hábitat, por lo que es posible que se haya subestimado

**Tabla 1.** Perforaciones muestreadas: características principales y uso del territorio vinculado.

**Table 1.** Sampled wells: main characteristics and related land use.

Punto de muestreo	Características	Profundidad total de la perforación (m)	Profundidad nivel freático (m)	Uso del territorio entorno perforación	Uso del territorio apartado de la perforación
P1	Calicata	1	0.5	Humedal; ocasionalmente vacunos	Agrícola-ganadero
P2	Perforación con caño de 2", con molino instalado, sin antepozo, cilindro en superficie	11	5.0	Corrales de vacas y cerdos	Agrícola-ganadero (domina soja)
P3	Perforación con caño de 2", con molino instalado, antepozo de 6 m	13	5.4	Jardín, casa de familia	Agrícola (domina soja-maíz)
P4	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, antepozo de 8.50 m	18	12.5	Escuela y patio de escuela	Agrícola (domina soja)
P5	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, antepozo de 13 m	19	12.8	Criadero intensivo de cerdos	Agrícola (domina soja)
P6	Perforación con caño de 2", con molino instalado, antepozo de 34 m	43	33.5	Corrales de vacas y cerdos	Agrícola (domina soja)
P7	Perforación con caño de 4", con bomba sumergible	52	32.0	Parque, ocasionalmente ganado	Agrícola (domina soja-maíz)

la abundancia de organismos. La metodología de muestreo fue similar a la aplicada para el agua subterránea; se recolectaron dos muestras de 20 L cada una, correspondientes a la columna de agua; se filtraron y estabilizaron según lo descrito más arriba.

Con el objetivo de evaluar el efecto estacional sobre las comunidades se consideraron dos fechas de muestreo: junio de 2007 (pleno estiaje) y abril de 2008 (fines de la época de lluvias). En el primer muestreo fueron relevadas las perforaciones denominadas P1, P2, P4, P5, P6 y el arroyo, mientras que en el segundo se agregaron las perforaciones denominadas P3 y P7 (Figura 1). Además, en cada punto y fecha de muestreo se determinaron in situ: pH, temperatura ( $T^{\circ}$ ), oxígeno disuelto (OD), Conductividad eléctrica (CE) y a partir de ésta las sales disueltas totales (SDT). Se recolectaron muestras de agua según Standard Methods para su posterior análisis físico-químico de iones mayoritarios ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{=}$ ,  $\text{SO}_4^{=}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ) y  $\text{NO}_3^-$ .

#### *Análisis estadístico*

La abundancia total y la de los distintos grupos de invertebrados entre los puntos de muestreo para cada año se comparó con un ANOVA, y se aplicó "a posteriori" la prueba LSD de Fisher (Sokal & Rohlf 1995). Las diferencias entre años de muestreo dentro de un mismo sitio se evaluaron mediante la prueba de  $t$  (Sokal & Rohlf 1995). Los únicos grupos con suficientes datos para permitir un análisis estadístico fueron Copepoda, Cladocera y Acari. Antes de los análisis se comprobó el supuesto de normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilks modificada (Mahibbur & Govindarajulu 1997). En caso de que dicho supuesto no se cumpliera, se transformaron las variables mediante raíz cuadrada (Copepoda, año 2008) o logaritmo natural (Abundancia total, Copepoda, Cladocera y Acari, para el año 2007). Se efectuó un análisis de correlaciones canónicas (ter Braak 1986) para evaluar las relaciones entre la fauna y los parámetros ambientales. Del total de variables ambientales fueron seleccionadas las de mayor significancia mediante el procedimiento de selección

prospectiva ("Forward Selection"). También se estableció la significancia de la relación entre las variables ambientales y los invertebrados mediante la prueba de Montecarlo (ter Braak & Smilauer 2004). Los análisis se realizaron con los programas InfoStat (Universidad Nacional de Córdoba 2008) y CANOCO (ter Braak & Smilauer 2004).

## RESULTADOS

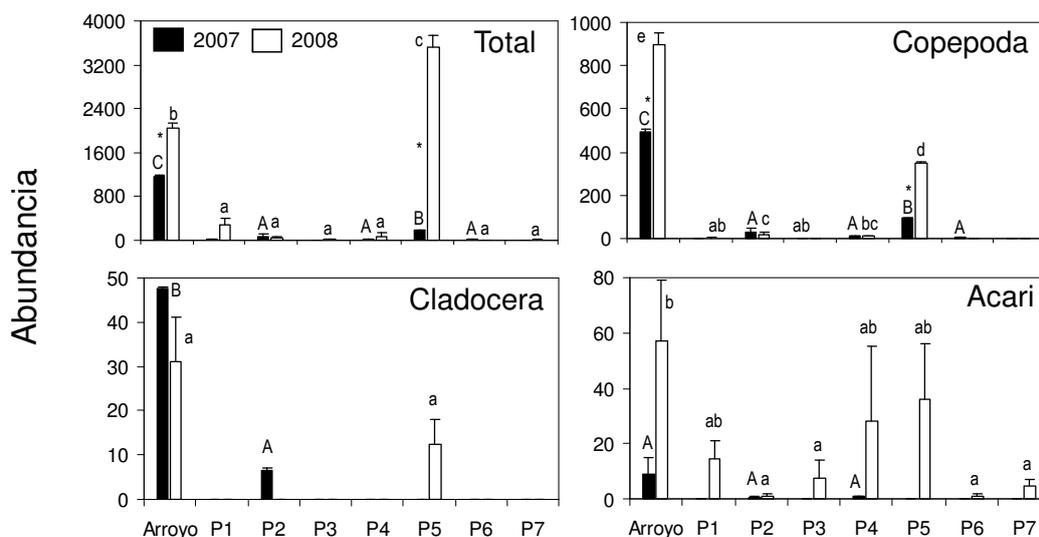
### *Físico-química del agua*

La temperatura mínima fue registrada en el agua superficial en el primer muestreo, mientras que la máxima en P6 en el segundo muestreo (Tabla 2). El OD mostró valores muy superiores en el arroyo; el agua subterránea mostró un rango de concentraciones entre 6.5 y 2.2 mg/L. Los valores de pH fueron superiores a 7, aguas ligeramente básicas, y en el arroyo se registraron los valores más altos. Según las concentraciones de SDT, son aguas dulces a excepción de P4 (aguas salobres). El agua extraída en cada punto de muestreo fue clasificada como bicarbonatada sódica, excepto P4 y P7, que resultaron sulfatadas sódicas y sulfatadas bicarbonatadas sódicas, respectivamente. Se registró la presencia de  $\text{NO}_3^-$  en todas las muestras analizadas; los valores más bajos correspondieron al arroyo y P1 (3 mg/L y 1 mg/L, respectivamente) y los más altos a P2 (190 mg/L) (Tabla 2).

### *Invertebrados*

En el primer muestreo el arroyo mostró una mayor abundancia total de invertebrados respecto a las perforaciones (Figura 2). La abundancia en P5 fue mayor que en el resto de las perforaciones ( $P < 0.05$ ). En el segundo muestreo la mayor abundancia fue observada en P5, que se diferenció significativamente del arroyo y del resto de las perforaciones ( $P < 0.05$ ), entre las cuales no hubo diferencias significativas.

El grupo Copepoda registró una abundancia significativamente mayor en el arroyo ( $P < 0.05$ ), mientras que en P5 fue mayor que



**Figura 2.** Abundancia promedio de invertebrados totales, Copepoda, Cladocera y Acari en los diferentes puntos de muestreo. Líneas sobre las barras indican error estándar. Letras mayúsculas indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre sitios para el año 2007. Letras minúsculas indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre sitios para el año 2008. \*=diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre años de muestreo dentro de un mismo sitio.

**Figure 2.** Mean abundance of total invertebrates, Copepoda, Cladocera and Acari at different sampling points. Lines above the bars indicate standard error. Capital letters indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) between sites for 2007. Lower case letters indicate significant differences between sites for 2008 ( $P < 0.05$ ) \*=Significant differences ( $P < 0.05$ ) between sampling within a site.

en el resto de las perforaciones ( $P < 0.05$ ) en ambos muestreos (Figura 2). El grupo Cladocera fue más abundante en el arroyo ( $P < 0.05$ ) que en P2 en el primer año, mientras que para el segundo año no hubo diferencias significativas entre el arroyo y P5 (Figura 2). En relación a la abundancia de Crustacea se observó un patrón similar al de Copepoda, ya que este último taxón fue el componente mayoritario de Crustacea. Otros grupos de crustáceos presentes en menores abundancias fueron Ostracoda y Amphipoda, ambos observados en P5 y el primer taxón también en el arroyo.

Se recolectaron ácaros en tres sitios de muestreo en el primer año y no registraron diferencias significativas en las abundancias (Figura 2). La mayor abundancia en el segundo muestreo se observó en el arroyo, diferenciándose significativamente de P2, P3, P6 y P7 ( $P < 0.05$ ). Dentro de este grupo, Prostigmata fue el taxón más abundante. El grupo Collembola en el primer muestreo

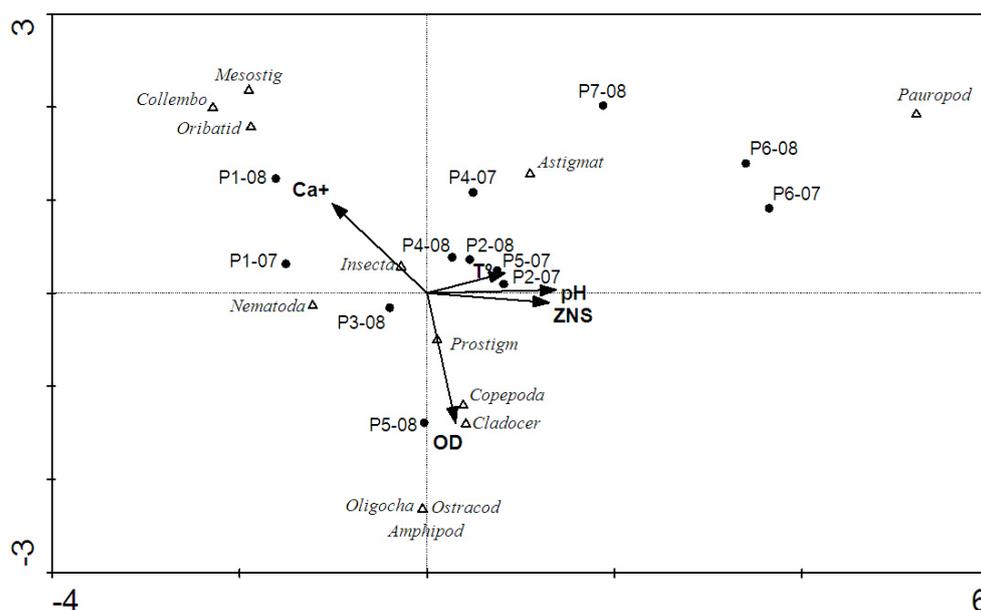
tuvo mayor abundancia en el arroyo, seguido por P1, mientras que en el segundo, P1 se caracterizó por una mayor abundancia. Insecta fue más abundante en el arroyo en ambos muestreos, con valores muy superiores a los de las perforaciones. Se observaron organismos pertenecientes a Oligochaeta en el arroyo, P5 y P6, con alta abundancia en la primera perforación. Pauropoda fue exclusivo de P6, mientras que Nematoda lo fue de P1 y P5. La abundancia total de invertebrados se mantuvo estable entre los dos muestreos en todos los sitios, a excepción del arroyo y P5, en donde fue mayor en el segundo muestreo ( $P < 0.05$ ). Copepoda presentó el mismo patrón (Figura 2).

El análisis de correlaciones canónicas mostró relaciones significativas entre las variables ambientales y los invertebrados ( $P < 0.05$ ; Figura 3). Se observó una fuerte correlación positiva entre la temperatura, el pH y la ZNS y negativa entre el OD y el  $Ca^{+2}$ . En la perforación P1, el segundo muestreo se caracterizó por valores

**Tabla 2.** Variables ambientales medidas en cada punto y año de muestreo.  
**Table 2.** Measured environmental variables in each sampling point and year.

Muestreo	Arroyo		P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2008	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008
T (°C)	1.6	9.9	12.5	18.9	17.2	22.5	19.2	17.8	20.6	19.4	19.6	19.6	19.6	25.4	25.4	22.5
OD (mg/L)	11.36	13.52	3.25	2.22	3.50	2.52	4.00	3.45	4.25	3.74	6.50	6.50	4.43	3.12	3.12	3.10
pH	8.59	8.18	7.33	7.28	7.93	7.79	7.56	7.74	7.66	7.79	7.57	7.57	8.36	8.25	8.25	7.85
SDT (mg/L)	783	826	1498	1097	1376	1421	761	2905	2569	776	750	750	627	583	583	1098
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup> (mg/L)	21.82	0	0	0	2.42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	645	625	1125	950	517.50	612.50	500	677.50	697.50	417.50	427.50	427.50	355	375	375	427.50
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> (mg/L)	77.1	54.42	197.43	44.84	308.33	257.14	56.24	1266.39	899.47	18.88	123.39	123.39	142.16	73.47	73.47	369.05
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	24.29	31.43	68.57	28.57	124.29	120	40	107.14	157.14	52.86	54.29	54.29	32.86	37.14	37.14	54.29
Na <sup>+</sup> (mg/L)	238.12	227.50	285.64	219.92	455.01	481.29	246.71	985.84	856.42	197.17	256.83	256.83	227.50	218.40	218.40	351.87
K <sup>+</sup> (mg/L)	8.79	13.63	44.84	63.88	15.09	18.02	10.84	20.81	23.15	13.19	13.63	13.63	9.67	9.38	9.38	17.88
Ca <sup>+2</sup> (mg/L)	32.00	36.00	170.40	85.60	30.40	25.60	39.20	68.00	60.00	25.60	24.00	24.00	11.20	9.60	9.60	52.00
Mg <sup>+2</sup> (mg/L)	12.20	6.83	44.88	15.12	8.78	19.02	6.34	28.78	21.95	6.83	9.27	9.27	2.44	2.44	2.44	2.93
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	*	3	*	1	125	190	48	25	12	25	14	14	10	7	7	12

\* Sin dato



**Figura 3.** Análisis de correlaciones canónicas basado sobre la abundancia de los invertebrados ( $\Delta$ ). Primer (2007) y segundo muestreo (2008). ( $\bullet$ ) Punto de muestreo.

**Figure 3.** Canonical correlation analysis based on invertebrate abundances ( $\Delta$ ). First (2007) and second sampling (2008). ( $\bullet$ ) Sampling point.

elevados de  $\text{Ca}^{2+}$  y por una fauna dominada por Mesostigmata, Oribatida y Collembola (Figura 3). El OD se relaciona positivamente a Copepoda, Cladocera, Amphipoda, Ostracoda y Oligochaeta, asociados fuertemente a P5 en el segundo muestreo. Se observa una separación de P6 del resto de las perforaciones, asociada a Pauropoda (Figura 3).

## DISCUSIÓN

### *Físico-química del agua*

Los registros de temperatura del agua subterránea mostraron un patrón poco variable entre las perforaciones y las épocas de muestreo debido al efecto moderador del acuífero (Escuder et al. 2009). Los valores de OD superiores en el arroyo responden a su contacto con el aire (Allan & Castillo 2007). En el agua subterránea el rango más alto ( $>2$  mg/L) manifiesta un estado aeróbico, común a casi todos los acuíferos freáticos

en zonas de recarga o conducción (Blarasin et al. 2008). Las perforaciones con valores menores muestran cierta anaerobiosis, especialmente en P1, ligada a la situación de agua subterránea de lenta circulación en un ambiente deprimido (Blarasin et al. 2005). Los bajos valores en P2 se atribuyen a la llegada de materia orgánica procedente de corrales y al escaso espesor de la ZNS (Appelo & Postma 1996). Los pH obtenidos para aguas subterráneas son típicos de acuíferos en la región (Blarasin 2003), mientras que los altos valores en el arroyo posibilitaron la existencia de carbonatos disueltos (Appelo & Postma 1996). Las concentraciones más bajas de  $\text{NO}_3^-$  en el arroyo concuerdan con la velocidad del agua y su posibilidad de dispersar y diluir solutos (Blarasin et al. 2005). Los registros obtenidos en aguas subterráneas se atribuyen a la contaminación antropogénica, dado que el  $\text{NO}_3^-$  no se encuentra naturalmente en valores superiores al rango 5-10 mg/L (Canter 1997) y en la cuenca analizada el valor característico calculado de fondo natural es de 8 mg/L (Blarasin et al. 2008). Las altas concentraciones

de  $\text{NO}_3^-$  en P2 se vinculan a la recarga de materia orgánica nitrogenada proveniente de los corrales cercanos y a la escasa profundidad del nivel freático que facilita la llegada de contaminantes al acuífero (Blarasin et al. 2005).

### *Invertebrados*

El arroyo se caracterizó por una abundancia de invertebrados superior a la observada en las perforaciones, de acuerdo a lo esperado. Los ecosistemas subterráneos se encuentran desprovistos de productores primarios fotosintéticos, los herbívoros están ausentes, y esta deficiencia funcional en la base de la red trófica tiene un fuerte impacto en la riqueza específica y abundancia de organismos, a diferencia de la mayoría de los ecosistemas superficiales en los cuales los productores primarios y los herbívoros usualmente contribuyen con la mayoría de las especies (Gibert & Deharveng 2002).

Sin embargo, las densidades de organismos presentes en este acuífero están dentro del rango de variación de las observadas en otras partes del mundo, en acuíferos con porosidades significativamente superiores. En el presente trabajo se registraron en las muestras de agua subterránea densidades medias de 1.6 y 23.7 invertebrados/L. En un acuífero aluvial de Francia, con ZNS menor a 6 m, se obtuvo una densidad de 10.7 organismos/L (Paran et al. 2004) y en un acuífero glaciofluvial de la ciudad de Lyon (Francia) se registró una densidad media de 0.9 organismos/L (Datry et al. 2005).

El taxón más abundante en el agua subterránea fue Crustacea, a excepción de Oligochaeta que fue registrado en alta abundancia en una sola perforación (P5). La dominancia de Crustacea ha sido documentada por varios autores (Notenboom et al. 1995; Scarsbrook & Fenwick 2003; Humphreys 2006) y puede ser explicada por la falta de competidores (e.g., insectos) (Ferreira et al. 2007). Además de Crustacea, se recolectaron organismos pertenecientes a Colembolla, Nematoda, Acari y Pauropoda. La observación de los tres primeros grupos concuerda con lo hallado por Notenboom et al. (1995), quienes además registraron oligoquetos

en grandes abundancias, entre otros grupos. Como es frecuente en diferentes tipos de acuíferos, dentro de Crustacea, Copepoda fue el grupo dominante. En acuíferos cársticos y porosos este taxón representó entre 90% y 84% de las muestras (Di Lorenzo et al. 2004). En un acuífero freático en Nueva Zelanda, Copepoda junto con Amphipoda, representaron entre 90 y 99% del total de organismos (Scarsbrook & Fenwick 2003).

La abundancia total de invertebrados en las perforaciones no varió de manera significativa entre los dos muestreos, a excepción de P5. Observaciones similares fueron obtenidas en un sistema de acuíferos freáticos de Nueva Zelanda entre las muestras de verano e invierno (Scarsbrook & Fenwick 2003). Los datos de la literatura sugieren que es más probable encontrar fauna más persistente en aguas subterráneas que superficiales (Dumas 2002). Queda evidenciado que la mayor estabilidad ambiental en el acuífero respecto de las aguas superficiales posibilita una mayor estabilidad de las comunidades de invertebrados presentes.

El efecto del espesor de la ZNS sobre los invertebrados se evaluó comparando las perforaciones P2 y P6, que poseen similar uso del territorio en el entorno de la perforación, con corrales de bovinos y porcinos pero con diferente ZNS, de 5 y 30 m, respectivamente. La perforación P2 presentó una mayor abundancia total que P6 (no corroborada estadísticamente). Esto es esperable en hábitats con entrada de materia proveniente de la superficie, como es el caso de acuíferos someros (Bruno et al. 2001; Datry et al. 2005). La perforación P6 se diferenció de forma considerable del resto de las perforaciones en cuanto a su comunidad, con menores abundancias y caracterizada por el taxón Pauropoda. Se evidencia una clara tendencia de la abundancia de los invertebrados a disminuir conforme aumenta la profundidad de la ZNS y disminuye la llegada de oxígeno y materia orgánica (Datry et al. 2005).

El efecto del uso de la tierra sobre la estigofauna se observa al comparar dos pares de perforaciones de similar profundidad pero con usos contrastantes. Las perforaciones P3 y P2 tienen 5 m de ZNS

y diferente uso de la tierra. La abundancia total de invertebrados fue mayor en P2 (no corroborada estadísticamente), la cual posee fuentes contaminantes en sus inmediaciones. Esto demuestra que para espesores de ZNS similares, el ingreso de materia orgánica estimula la abundancia de invertebrados y que el tiempo de residencia del agua en ZNS de 5 m es insuficiente para permitir la degradación microbiana (Pabich et al. 2001).

Las perforaciones P6 y P7, que poseen los mayores espesores de ZNS y difieren en el uso del territorio, tuvieron las menores abundancias, y entre ellas, la menor ocurrió en P6 (no corroborada estadísticamente). La menor abundancia en estas perforaciones en relación al resto se explica por la escasa llegada de nutrientes y oxígeno a zonas profundas del acuífero (Datry et al. 2005). La ausencia de diferencias entre ambas perforaciones indica que a las profundidades de estas perforaciones el efecto de fuentes puntuales de contaminación es menor que en el caso de las perforaciones de menor espesor de ZNS, dado que la llegada de nutrientes se ve disminuida por el efecto depurador de dicha zona (Datry et al. 2005).

En la perforación P5, caracterizada por una elevada entrada de contaminantes provenientes de un criadero intensivo de cerdos, se observó la mayor abundancia de invertebrados en el segundo muestreo, reflejo de la variabilidad de incrementos a pequeña escala (Schmidt et al. 2007). El ingreso de materia orgánica se vincula a un cambio de práctica de manejo y cantidad de ganado previo al segundo muestreo. La alta abundancia de Copepoda, de acuerdo a lo hallado en acuíferos de Nueva Zelanda, puede proporcionar indicadores útiles de enriquecimiento orgánico (Scarsbrook & Fenwick 2003). En P5 se observó una elevada abundancia de Oligochaeta, claramente superior al resto de los invertebrados. Los oligoquetos presentan una alta resistencia a perturbaciones y contaminación. En aguas superficiales, una elevada abundancia de este grupo ha sido considerada como indicadora de contaminación (Alonso & Camargo 2005). En el segundo muestreo también se observaron en P5 organismos pertenecientes a Amphipoda, grupo considerado como un indicador

de enriquecimiento orgánico en acuíferos (Scarsbrook & Fenwick 2003). La presencia de Cladocera y Ostracoda coincide con lo hallado en un acuífero de Francia, donde fueron característicos de sitios contaminados (Malard et al. 1996); Ostracoda fue observado en una perforación de un acuífero freático en España con condiciones extremas de contaminación y salinidad (Notenboom et al. 1995). Esto sugiere que, además de la abundancia, la composición de la fauna de los acuíferos también se ve alterada por la presencia de materia orgánica derivada de contaminación ganadera.

Las perforaciones P4 y P5 se caracterizan por similares espesores de ZNS, diferenciándose en características hidrogeológicas y uso del territorio. Estas diferencias fueron reflejadas en la composición faunística de cada una de ellas. De este modo, se comprueba que la geomorfología y las características hidrogeológicas son fuertes determinantes de la distribución y abundancia de la fauna de agua subterránea (Ward et al. 1994).

#### *Relaciones entre características del agua e invertebrados*

No se observó, o fue débil, la relación entre la abundancia de invertebrados y alguna variable físico-química en particular, lo cual coincide con lo sugerido por varios autores (Hakenkamp et al. 1994; Dumas et al. 2001; Di Lorenzo et al. 2004; Hanh 2006; Schmidt et al. 2007). Esto no implica que las variables físico-químicas no influyan sobre la fauna (Castellarini et al. 2007). Se ha demostrado mediante pruebas ecotoxicológicas que los  $\text{Cl}^-$  afectan la supervivencia de la estigofauna (Di Lorenzo et al. 2004); en el presente trabajo no se observó una relación entre las mayores concentraciones de  $\text{Cl}^-$  en P2 y P4 y la fauna subterránea. Por otro lado, no se observó una relación entre las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y la fauna, en coincidencia con los resultados obtenidos por Di Lorenzo et al. (2004). En relación al OD, los datos son consistentes con los de Boulton et al. (1992), que observaron que la fauna existe en un amplio rango de concentraciones. La falta de correlación entre el OD y la fauna coincide con Hahn (2006),

quien determinó que para concentraciones mayores a 1 mg/L no existió correlación entre el OD y la fauna. Sin embargo, en el presente trabajo, la abundancia fue superior en el muestreo en que las concentraciones de OD fueron mayores para una misma perforación, excepto en P1.

## CONCLUSIONES

Este trabajo muestra, por primera vez, la composición de las comunidades de invertebrados en un acuífero loésico en distintas situaciones hidrogeoquímicas y usos del territorio. Se observaron densidades medias de invertebrados similares a las registradas en otros acuíferos aún más permeables. Se recogieron organismos en perforaciones con espesores de ZNS de hasta 30 m. Del mismo modo que lo acontecido en otros acuíferos, Crustacea, en especial Copepoda, fueron los taxones más abundantes. La distribución espacio temporal estuvo determinada por las características hidrogeológicas del acuífero. En especial el mayor espesor de la ZNS redundó en una menor abundancia de organismos. Se comprobó el efecto del uso de la tierra sobre los invertebrados, ya que las actividades humanas que generan cargas contaminantes orgánicas cercanas a las perforaciones producen cambios en la abundancia de la comunidad y determinan la presencia de ciertos grupos taxonómicos. El grupo Copepoda fue altamente influenciado por los niveles de materia orgánica que ingresaron al acuífero. Se recomienda para futuras investigaciones, el seguimiento de un mayor número de perforaciones y ambientes superficiales de referencia durante un tiempo más prolongado, para una evaluación más detallada de la influencia de variables ambientales e hidrogeoquímicas sobre la estigofauna.

## AGRADECIMIENTOS

La presente investigación se efectuó mediante subsidios aportados por ANPCYT (PICT 562/06) y SeCyT UNRC. Los autores agradecen las valorables contribuciones de dos revisores anónimos y de la editora.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALLAN, JD & MM CASTILLO. 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. ISBN 978-1-4020-5583-6. 2da ed. Springer. Pp. 436.
- ALONSO, A & JA CAMARGO. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* **14**:87-99.
- APPELO, CAJ & D POSTMA. 1996. *Geochemistry, groundwater and pollution*. ISBN 90-5410-105-9. Balkema, AA. Rotterdam. Pp. 536.
- ARMSTRONG, K; G HUMPHREYS & M MAIER. 2003. Ludlow Stygofauna Survey. Cable Sands (WA) Pty Ltd. Stygofauna Sampling Report. *BIOTA Environmental Sciences*. Pp. 29.
- BAKER, M; HM VALETT & C DAHM. 2000. Organic carbon supply and metabolism in a shallow groundwater ecosystem. *Ecology* **81**:3133-3148.
- BLARASIN, M; A CABRERA; M VILLEGAS; C FRIGERIO & S BETTERA. 1999. Groundwater contamination from septic tank system in two neighborhoods in Río Cuarto city, Córdoba. Argentina. *International Contributions to Hydrogeology* **21**:31-38.
- BLARASIN, M. 2003. *Geohidrología ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba. Argentina.
- BLARASIN, M; A CABRERA; M CANTÚ; J FELIZZIA & J BELLIN. 2005. Caracterización geológica e hidrogeológica de la cuenca del arroyo La Colacha y análisis de cambios del nivel freático. Córdoba. Pp. 263-274 en: Blarasin, M; S Degiovanni; A Cabrera & M Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC.
- BLARASIN, M; A CABRERA; E MATTEODA; G DAMILANO & J GIULIANO ALBO. 2008. Indicadores para evaluar cambios ambientales en acuíferos. Consideraciones sobre el fondo natural de la calidad de agua. Pp. 69-80 en: Cantú, M; A Becker & J Bedano (eds.). *Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuario*. ISBN 978-987-1003-58-7 Ed. UNRC.
- BOULTON, AJ; HM VALETT & SG FISHER. 1992. Spatial distribution and taxonomic composition of the hyporheos of several Sonoran Desert streams. *Arch. Hydrobiol.* **125**:37-61.
- BOULTON, A; D GRAHAM & P HANCOCK. 2008. Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invert. Systematics* **22**:103-116.
- BRIGHT, J; V BIDWELL; C ROBB & J WARD. 1998. *Environmental Performance Indicators for Groundwater*. Ministry for the Environment. Report N° 4306/1. Pp. 34.

- BRUNO, MC; W LOFTUS & S PERRY. 2001. Preliminary data on microcrustacean communities from groundwaters in the southern Everglades. Pp. 89-97 en: Kuniansky, EL (ed.). *U.S. Geological Survey Karst Interest Group Proceedings Water-Resources Investigations Report 01-4011*.
- CANTER, LW. 1997. *Nitrates in Groundwater*. Lewis Publishers. Pp. 263.
- CASTELLARINI, F; MJ DOLE-OLIVIER; F MALARD & J GIBERT. 2007. Using habitat heterogeneity to assess stygobiotic species richness in the French Jura region with a conservation perspective. *Fund. Appl. Limnol.* **168**:1-10.
- DATRY, T. 2003. *Urbanization and groundwater quality-subterranean ecosystem responses to artificial stormwater*. Tesis doctoral, Universidad Claude Bernard-Lyon, Francia. Pp. 180.
- DATRY, T; F MALARD & J GIBERT. 2005. Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *J.N. Am. Benthol. Soc.* **24**:461-477.
- DI LORENZO, T; F STOCH; B FIASCA; E GATTONE; P DE LAURENTIIS; ET AL. 2004. Environmental quality of deep groundwater in the Lessinian Massif (Italy): signposts for sustainability. Pp. 115-125 en: Gibert, J (ed.). *Proceedings of the Symposium on World Subterranean Biodiversity*. France.
- DUMAS, P; C BOU & J GIBERT. 2001. Groundwater macrocrustaceans as natural indicators of the Ariège alluvial aquifer. *Int. Rev. Hydrobiol.* **86**: 619-633.
- DUMAS, P. 2002. Stability of interstitial crustacean communities in an isolated alluvial aquifer. *Hydrobiologia* **468**:63-76.
- ESCUDEU, R; J FRAILE; S JORDANA; F RIBERA; X SÁNCHEZ-VILA; ET AL. 2009. *Hidrogeología. Conceptos básicos de hidrología subterránea*. FCIHS. Barcelona. España.
- FENWICK, G; H THORPE & P WHITE. 2004. Groundwater systems. Cap. 29. Pp. 1-18 en: Harding, J; P Mosley; C Pearson & B Sorrell (eds.). *Freshwaters of New Zealand*. New Zealand Hydrological Society. Wellington, New Zealand.
- FERNÁNDEZ, HR. 2004. Does wrong precedence assignment lead to underestimates in groundwater biodiversity? *Ecol. Aust.* **14**:77-81.
- FERREIRA, D; F MALARD; MJ DOLE-OLIVIER & J GIBERT. 2007. Obligate groundwater fauna of France: diversity patterns and conservation implications. *Biodivers. Conserv.* **16**:567-596.
- GIBERT, J & L DEHARVENG. 2002. Subterranean ecosystems: A truncated functional biodiversity. *BioScience* **52**:473-481.
- GIBERT, J. 2004. Introduction. Pp. 13-14 en: Gibert, J (ed.). *Proceedings of the Symposium on World Subterranean Biodiversity*. France.
- GOLDSCHIEDER, N; D HUNKELER & P ROSSI. 2006. Review: Microbial biocenoses in pristine aquifer and an assessment of investigative methods. *Hydrogeol. J.* **14**:926-941.
- GROSSO, LE & HR FERNÁNDEZ. 1985. Una nueva Bogidiella (Amphipoda, Bogidiellidae) hiporreica de la Provincia de Tucumán (Argentina). *Neotropica* **31**:201-209.
- HAKENKAMP, CC; MA PALMER & BR JAMES. 1994. Metazoans from a sandy aquifer: dynamics across a physically and chemically heterogeneous groundwater system. *Hydrobiologia* **287**:195-206.
- HAHN, HJ. 2006. The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologia* **36**:119-137.
- HANCOCK, P; A BOULTON & W HUMPHREYS. 2005. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol. J.* **13**:98-111.
- HUMPHREYS, WF. 2006. Groundwater fauna. Australian state of the Environment Committee, Department of the Environment and Heritage, Canberra. [www.environment.gov.au/soe/2006/publications/emerging/fauna/index.html](http://www.environment.gov.au/soe/2006/publications/emerging/fauna/index.html) (último acceso: 03-01-2011).
- HUMPHREYS, WF. 2008. Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other? *Hydrogeol. J.* **17**:5-21.
- MAHIBBUR, RM & Z GOVINDARAJULU. 1997. A modification of the test of Shapiro and Wilks for normality. *J. Appl. Stat.* **24**:219-235.
- MALARD, F; S PLÉNET & J GIBERT. 1996. The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field. *Ground Water Monit. Remed.* **16**:103-113.
- MALARD, F; MJ DOLE-OLIVIER; J MATHIEU & F STOCH. 2002. Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity. European Project: Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface (PASCALIS). Pp. 74.
- NOTENBOOM, J; R SERRANO; I MORELL & F HERNÁNDEZ. 1995. The phreatic aquifer of the "Plana de Castellón" (Spain): relationships between animal assemblages and groundwater pollution. *Hydrobiologia* **297**:241-249.
- PABICH, WJ; I VALIELA & HF HEMOND. 2001. Relationship between DOC concentration and vadose zone thickness and depth below water table in groundwater of Cape Cod, U.S.A. *Biogeochemistry* **55**:247-268.
- PARAN, F; F MALARD; J MATHIEU; M LAFONT; DMP GALASSI; ET AL. 2004. Distribution of groundwater invertebrates along an environmental gradient in a shallow water-table aquifer. Pp. 99-106 en: Gibert, J (ed.). *Proceedings of the Symposium on World Subterranean Biodiversity*. France.

- PERALTA, M. 2006. Redescrición de *Hexabathynella szidati* (Crustacea: Bathynellacea) de aguas subterráneas de Argentina. Segunda cita geográfica. *Acta zool. lilloana* **50**:15-23.
- SCARSBROOK, M; G FENWICK & J RADFORD. 2000. Living groundwater: studying the fauna beneath our feet. *Water & Atmosphere* **8**:15-16.
- SCARSBROOK, M & G FENWICK. 2003. Preliminary assessment of crustacean distribution patterns in New Zealand groundwater aquifers. *N. Z. J. Mar. Fresh.* **37**:405-413.
- SCHMIDT, S; HJ HAHN; T HATTON & W HUMPHREYS. 2007. Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? *Hydrobiologia* **583**: 1-19.
- SOKAL, RR & FJ ROHLF. 1995. Biometry: the principles and practice of statistic in biological research. 3rd ed. W.H. Freeman and Company, New York, EE.UU. Pp. 887.
- TER BRAAK, CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167-1179.
- TER BRAAK, CJF & P SMILAUER. 2004. CANOCO for Windows. Trial Version. Biometrics - Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA. 2008. Estadística y Biometría, Facultad de Ciencias Agropecuarias. InfoStat. Versión P2.
- WARD, J; J STANFORD & N VOELZ. 1994. Spatial distribution patterns of Crustacea in the floodplain aquifer of an alluvial river. *Hydrobiología* **287**:11-17.

## INFORMACIÓN SUPLEMENTARIA

Abundancia de invertebrados (individuos/L) para cada punto y año de muestreo.  
Invertebrate abundance (individuals/L) in each sampling point and year.

Taxón	Arroyo		P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008
<b>Crustacea</b>	1080	1871	5	71	39	4	27	23	187	812	12					
Copepoda	983	1795	5	58	39	4	27	23	187	698	12					
Cladocera	95	62		13						25						
Ostracoda	2	14								85						
Amphipoda										4						
<b>Acari</b>	18	114	29	1	2	15	2	56	72	2	9					
Mesostigmata	2	1	13								1					
Oribatida	3	2	8	1												
Astigmata	1	1	1			1	1	3			2					
Prostigmata	13	110	7		2	14	1	53	72		8					
<b>Collembola</b>	55	1	6	252	1			1		1	1					
Symphyleona	49		2	4	1											
Arthropleona	6	1	4	248				1			1					
<b>Insecta</b>	34	57	1	6	3		1			8	2					
<b>Oligochaeta</b>	2	55							5286	1						
<b>Pauropoda</b>										1	1					
<b>Nematoda</b>				1					1							
Abundancia total	1189	2098	7	293	76	41	30	80	187	6179	15	3	12			