



CALIDAD DEL AGUA EN EL ÁREA REGADÍA DEL RÍO MENDOZA (ARGENTINA)

WATER QUALITY IN THE AREA IRRIGATED BY THE MENDOZA RIVER (ARGENTINA)

Originales

Recepción: 17/12/2004

Aceptación: 23/03/2005

José Morábito ^{1,2}

Santa Salatino ²

Rosa Medina ¹

Mónica Zimmermann ¹

María Flavia Filippini ¹

Adriana Bermejillo ¹

Norma Nacif ¹

Susana Campos ¹

Cora Dediol ¹

Pablo Pizzuolo ¹

Dora Genovese ¹

Leandro Mastrantonio ¹

RESUMEN

El río Mendoza conforma el oasis norte que es el más importante de la provincia. El crecimiento urbano ha avanzado sobre áreas originalmente agrícolas, rodeando la red de canales y desagües, que también recibe los desagües pluviales urbanos, producto de tormentas convectivas. La actividad antropogénica utiliza el recurso para bebida, saneamiento, riego, recreación, etc., y vuelca sus excedentes a la red, contaminándola. Para conocer la calidad del agua de esta cuenca se seleccionaron, estratégicamente, 15 sitios de muestreo: 3 a lo largo del río y a partir del dique derivador Cipolletti (R_I a R_III), 5 en la red de canales (C_I a C_V) y 7 ubicados en los colectores de drenaje (D_I a D_VII). Se realizaron los siguientes análisis físico-químicos y microbiológicos; en el río y en la red de canales: conductividad eléctrica, temperatura, pH, aniones y cationes (cálculo de RAS), oxígeno disuelto (OD), sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno (DQO), bacterias aerobias mesófilas (BAM), coliformes totales y fecales y metales pesados. En la red de drenaje sólo se realizaron los cuatro primeros. Los resultados de los análisis, se incorporaron a una base de datos y se sometieron a un análisis estadístico descriptivo e inferencial. Este úl-

ABSTRACT

The Mendoza River oasis is the most important of the province. Urban growth has encroached upon areas that were formerly agricultural, surrounding the drainage canals that contain urban storm runoff from convective storms. Man uses water for drinking, sanitation, irrigation, recreation and other purposes, and discharges polluting effluents into the irrigation and drainage system. In order to analyze water quality in the oasis, three sampling points (R_I to R_III) along the river where the Cipolletti diversion dam is located, five points along the canal network (C_I to C_V), and seven along the drainage collectors (D_I to D_VII) were strategically selected. The points along the river and the canal network were tested for the following physico-chemical and microbiological parameters: electrical conductivity, temperature, pH, anions and cations (SAR calculation), dissolved oxygen (DO), settleable solids, chemical oxygen demand (COD), mesophilic aerobic bacteria (MAB), total and fecal coliforms, and heavy metals. The points along the drainage network were only tested for the first four parameters. Analytical results were stored in a data base and were used for a descriptive statistical and inferential analysis that consisted in applying different

1 Facultad de Ciencias Agrarias. UNCuyo. Alte. Brown 500. Chacras de Coria. Mendoza. Argentina. M5528AHB. ccea@fca.uncu.edu.ar

2 Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino (INA-CRA). Belgrano Oeste 210. Mendoza. Argentina. M5500FIF.

Palabras clave

contaminación • parámetros de calidad • sustentabilidad • recursos hídricos

Key words

pollution • quality parameters • sustainability • water resources

timo consistió en la aplicación de diversas pruebas en busca de posibles diferencias entre los sitios de muestreo, para cada variable respuesta, a un $\alpha = 0.05$. Se realizó el análisis de la varianza de efectos fijos y de efectos aleatorios y se probaron los supuestos de homocedasticidad y de normalidad de los errores. En el caso de violación de los supuestos, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis. Se compararon los siguientes sitios de muestreo entre sí: ríos, R_I-canales y drenajes. Se concluyó que hay un aumento significativo de la salinidad y la sodicidad en R_II, que los cambios de calidad ocurridos entre R_II y R_III podrían deberse al aporte de otras aguas. Con respecto a la comparación de los parámetros entre la cabeza del sistema (R_I) y la red de canales se puede decir que los aportes realizados por los escurrimientos urbanos ubicados hacia el oeste del canal Cacique Guaymallén, sumados a los vuelcos de Campo Espejo (detectados en C_II), incrementan significativamente la salinidad (+55 %) y sodicidad del agua (+95 %) respecto del punto R_I, aunque el valor de sodicidad sigue siendo bajo. También se han encontrado incrementos de salinidad (+80 %), de DQO (+1159 %) y BAM (+2873 %) con lógica disminución de OD (-58 %) en el punto C_V (canal Auxiliar Tulumaya) respecto del punto R_I, ocasionados por aportes urbanos (Gran Mendoza) sumados a la carga contaminante del canal Pescara. Los metales pesados no presentan grandes diferencias entre sitios de muestreo.

tests to detect possible differences to each response variable at $\alpha = 0.05$. Fixed and random effects models of analyses of variance were applied and homocedasticity and normality assumptions were tested. When assumptions were violated, the Kruskal-Wallis test was used. A comparison was made between the following sampling points; rivers; R_I and canals; and drains. It is concluded that there are significant differences in mean salinity and sodicity values in R_II, and that quality changes in R_II and R_III may be due to the inflow of additional water. A comparison of parameters between the head of the system (R_I) and the canal network shows that discharges from Greater Mendoza urban centers located to the west of the «Cacique Guaymallén» canal and discharges from the «Campo Espejo» treatment plant (detected at point C_II) significantly increase water salinity (+55 %) and sodicity (+95 %) with respect to point R_I (though the sodicity value is still low). Salinity (+80 %), COD (+1159 %), and MAB (+2873 %) also increased with the ensuing decrease in DO (-58 %) due to discharges from the Greater Mendoza area and the high industrial pollution load from the «Pescara» Canal (C_V, «Tulumaya» secondary canal) with respect to point R_I. There were no significant differences in heavy metals among sampling points.

INTRODUCCIÓN

En Argentina el riego consume el 70 % del agua que se extrae -para distintos usos- de las diferentes fuentes y tiene una eficiencia global del 40 %. Ésta resulta muy baja si se la compara con la obtenida en otros países de similar desarrollo. Una inequívoca manifestación de dicha ineficiencia generalizada es el hecho de que un tercio de la

superficie bajo riego del país (1.6 millones) tiene problemas de salinización del suelo y/o de drenaje (24) que contribuyen a la contaminación del recurso hídrico. En Mendoza la agricultura es la mayor demandante del recurso agua y compite actualmente con el consumo humano (agua potable y saneamiento), el industrial y el energético, entre otros. Esta gran demanda ha transformado el recurso en una limitante para el desarrollo de la sociedad y exige a los responsables de su administración extremar las medidas que permitan conservar su actual calidad físico-química y microbiológica.

Es notable el crecimiento urbano experimentado por el oasis norte, avanzando sobre el área agrícola y rodeando una gran parte de la red de canales y desagües. La actividad antropogénica generada en el área utiliza el recurso y vuelca parte de sus excedentes, contaminándolo. Entre los contaminantes más importantes cabe mencionar: salinidad, sustancias orgánicas e inorgánicas, metales pesados y organismos patógenos. La seguridad de la población futura se verá amenazada no sólo por la escasez del recurso sino también por el deterioro de su calidad, la disminución de la productividad de los cultivos y el desmejoramiento de las cualidades bromatológicas de los productos agrícolas del oasis regadío. Paralelamente, resulta alarmante el constante incremento de contaminación del recurso hídrico a través de materiales heterogéneos (residuos sólidos tales como plásticos, envases metálicos, basura en general) que se incorporan a la red de riego como consecuencia de una falta generalizada de cultura ambiental de la sociedad. Resulta imperioso planificar una estrategia de monitoreo continuo de la evolución de la calidad del agua del río Mendoza, sobre la base de la identificación de puntos críticos de contaminación. En este trabajo se adelantan algunos resultados obtenidos hasta el momento, los cuales permiten analizar valores comparativos y tendencias de comportamiento de los principales parámetros de calidad (físico-química y microbiológica).

La bibliografía nacional e internacional menciona muchos casos de graves problemas de contaminación hídrica causados por las ciudades, el campo y la industria. En un estudio realizado sobre el río Tunuyán inferior (8) se menciona que si bien el agua de riego derivada de la red de canales no presenta un deterioro de la calidad tal que pueda considerarse «contaminada», esto es diferente para el agua de drenaje (vuelcos industriales y cloacales de las ciudades y pueblos del área), que recibe una importante carga salina y restos de agroquímicos provenientes de la lixiviación de los suelos sometidos a las prácticas agrícolas. En muchos casos, dicha agua es usada también para riego de cultivos. En la continuación de la antecitada investigación se menciona, por ejemplo, que la concentración de oxígeno disponible fluctúa entre 6.1 y 9.1 mg.L⁻¹ y que los valores de conductividad eléctrica del agua de riego oscilan entre 1 000 y 1 400 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; a lo largo del ciclo agrícola y se mantienen estables dentro de la red. Estos valores indican tolerancia para todo tipo de cultivos y para los suelos regados por el río Tunuyán, en los que predomina la textura franco-arenosa. Sin embargo, los parámetros relativos a la contaminación microbiológica, que se expresan como el número más probable (NMP) de bacterias mesófilas aerobias (BAM) y de coliformes, si bien muestran grandes fluctuaciones a lo largo del ciclo agrícola y dentro del sistema de riego, superan el valor de NMP 500, máximo recomendable para bebida de animales domésticos y

ganado y por lo tanto, el de 200, límite para el contacto del agua con los seres humanos. Esto, unido a los altos recuentos de *Escherichia coli* y bacterias coliformes totales estaría revelando la contaminación del recurso con efluentes de origen cloacal (9). En el trabajo de Chambouleyron y colaboradores de 2002 (10), un estudio que describe los conflictos ambientales en las tierras regadías de las dos subcuencas (superior e inferior) del río Tunuyán, queda de manifiesto la falencia práctica de un manejo integral del recurso hídrico. En el mismo se han encontrado signos evidentes de contaminación hídrica en algunos sectores de la cuenca, fundamentalmente de origen salino (aguas de lixiviación y concentración de la salinidad por reducción de caudales a causa del uso intensivo del agua subterránea en la cuenca superior), que elevan los contenidos históricos de sales en el agua de 1 250 a 1 450 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, con el consiguiente peligro para los cultivos sensibles como el duraznero, que prácticamente está desapareciendo en la cuenca inferior, lo que trae consigo un fuerte impacto económico-social sobre el área.

La problemática de la calidad del recurso está indisolublemente asociada al concepto de la sustentabilidad y es abundante la bibliografía nacional y extranjera que aborda esta temática. En ese marco se pueden citar, entre otros, importantes materiales para consulta e interpretación de resultados y metodologías de análisis nacional (1, 2, 13, 14, 15, 16) e internacional (3, 21, 22, 23, 27). La revisión del citado material ofrece abundante información e ilustra acerca de la preocupación de todos los países en la gestión integral y eficiente del recurso hídrico, en armonía con los recursos suelo y aire. La evaluación de la contaminación antrópica de las aguas, la fijación de parámetros de sustentabilidad adaptados a las particularidades de las diferentes regiones en las que se han realizado los estudios y el énfasis puesto en la tarea de concientización de la sociedad sobre esta peligrosa «espada de Damocles» van a la par de todos los avances que, desde los diversos niveles de gestión del recurso hídrico, plantean el permanente monitoreo de los parámetros y la imperiosa necesidad de tomar la decisión política pertinente para evitar su empeoramiento progresivo.

Objetivos

- Evaluar la contaminación hídrica producida por las actividades agrícolas, humanas e industriales en el área regadía del río Mendoza.
- Detectar variaciones de calidad espacio-tiempo y determinar sus posibles causas.
- Confeccionar una base de datos de calidad físico-química y microbiológica del agua.
- Elaborar recomendaciones de manejo y pautas de política hídrica que aseguren la disponibilidad y preservación de la calidad del recurso en el área de influencia del estudio.

En consecuencia, las hipótesis planteadas en este trabajo son las siguientes:

- a. existe un grado diferencial de contaminación en el río y en los distintos canales de la red de riego en función de las características de la zona que atraviesan (densidad de población, topografía, asentamientos industriales, agricultura intensiva, etc.);
- b. la calidad del agua del río Mendoza y de la red de canales disminuye a lo largo de su recorrido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para conocer la evolución de la calidad del agua en el sistema fueron seleccionados varios sitios de muestreo, geo-referenciados por medio del uso de un GPS. Los mismos se localizaron a lo largo del río, de la red de canales de riego y drenaje, considerando los distintos agentes contaminantes y los posibles lugares de vuelco. Los puntos de muestreo quedaron limitados a 15, distribuidos de la siguiente manera: río (3 = denominados R_I, R_II y R_III), canales de riego (5 = C_I hasta C_V) y drenes (7 = D_I hasta D_VII).

La figura 1 muestra un mapa del área sujeta a estudio en el cual han sido ubicados los puntos de muestreo de calidad de agua identificados como R (río), C (canales) y D (drenes).

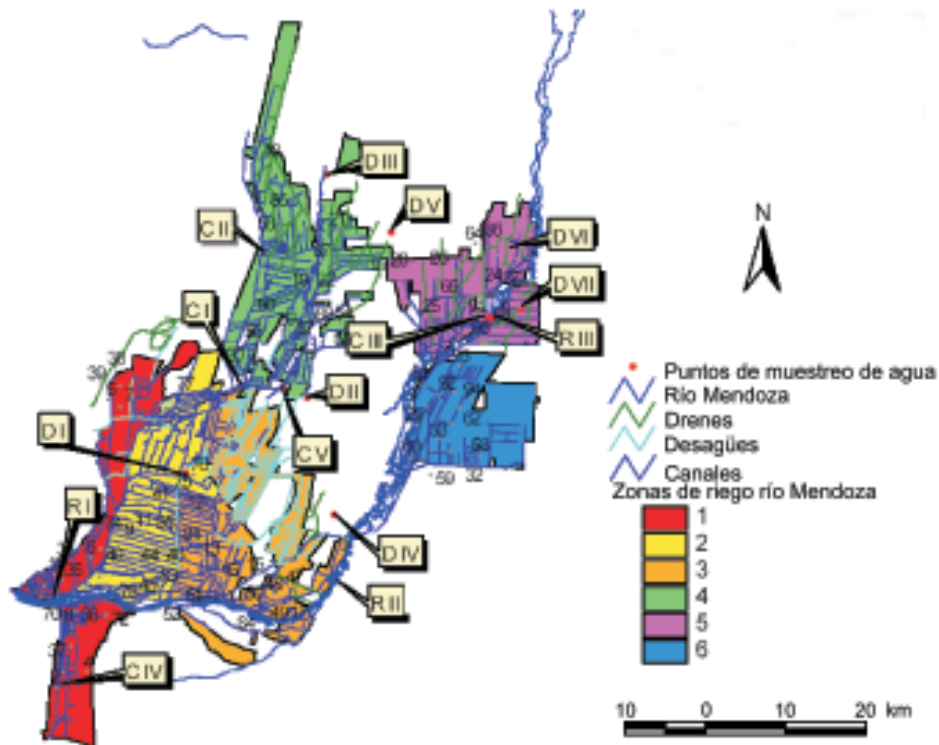


Figura 1. Mapa del área de estudio y localización de los puntos de muestreo de agua

Las muestras de agua fueron tomadas una vez por mes, entre las 8 y las 20 horas aproximadamente, desde febrero de 2003 hasta septiembre de 2004. No se extrajeron muestras en julio de 2003 ni en junio de 2004 pues en los meses de invierno se realiza la corta de agua en la red de canales; tampoco se extrajeron muestras en enero de 2004 por razones operativas.

I. Se aplicó análisis de la varianza de efectos fijos cuya hipótesis fue la siguiente:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_t$ Todas las medias son iguales

$H_1 : \mu_i \neq \mu_k$ Al menos una de las medias es distinta del resto

Si el estadígrafo F resultó significativo para $\alpha = 0.05$; se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Scheffé para $\alpha = 0.05$.

II. Se aplicó análisis de la varianza de efectos aleatorios o de componentes de varianza. La hipótesis planteada fue:

$H_0 : \sigma^2_{\tau} = 0$ No hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos

$H_1 : \sigma^2_{\tau} > 0$ Hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos

El nivel de significancia establecido fue $\alpha = 0.05$

III. Se aplicó la prueba de Levene para verificar el supuesto de homocedasticidad. La hipótesis planteada fue:

$H_0 : \sigma^2_1 = \sigma^2_2 = \dots = \sigma^2_k$ La varianza de los errores es homogénea

$H_1 : \sigma^2_1 \neq \sigma^2_2 \neq \sigma^2_k$ La varianza de los errores no es homogénea

Se utilizó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$

IV. Se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para verificar el supuesto de normalidad de los errores. La hipótesis planteada fue:

H_0 : Los errores se distribuyen normalmente

H_1 : Los errores no siguen una distribución normal

Se usó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$

V. En el caso de violación de los supuestos anteriormente probados se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. La hipótesis considerada fue:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_{\tau}$ Todas las medianas son iguales

$H_1 : \mu_i \neq \mu_k$ Al menos una de las medianas es distinta del resto

Se usó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$

Se compararon los siguientes sitios de muestreo entre sí:

R_I, R_II y R_III

R_I, C_I, C_II, C_III, C_IV y C_V

D_I, D_II, D_III, D_IV, D_V, D_VI y D_VII

RESULTADOS

Análisis descriptivo

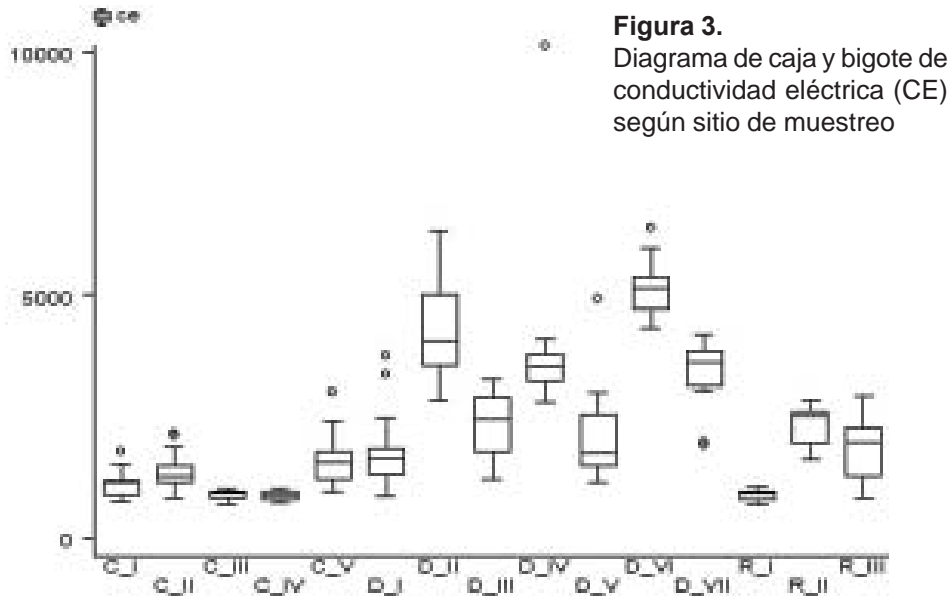
La tabla 1 muestra los valores medios y la desviación estándar de las variables más importantes de los análisis físico-químicos. Si se consideran los resultados de los análisis puntuales y se los clasifica según Riverside modificada por Thorne y Petersen (10), el agua de riego resultó, en la cabecera del sistema, «moderadamente salina» y de «baja peligrosidad sódica» mientras que en el tramo final del río, la peligrosidad salina fue «media-alta» manteniéndose «baja» la peligrosidad sódica. Un resultado similar se obtuvo en la red de canales de riego. En la red de drenaje la peligrosidad salina varió de «media-alta» a «muy alta» y la peligrosidad sódica de «baja» a «muy alta».

Tabla 1. Media y desviación estándar de las variables conductividad eléctrica (CE) y RAS y clasificación salino - sódica según sitio de muestreo del área del río Mendoza

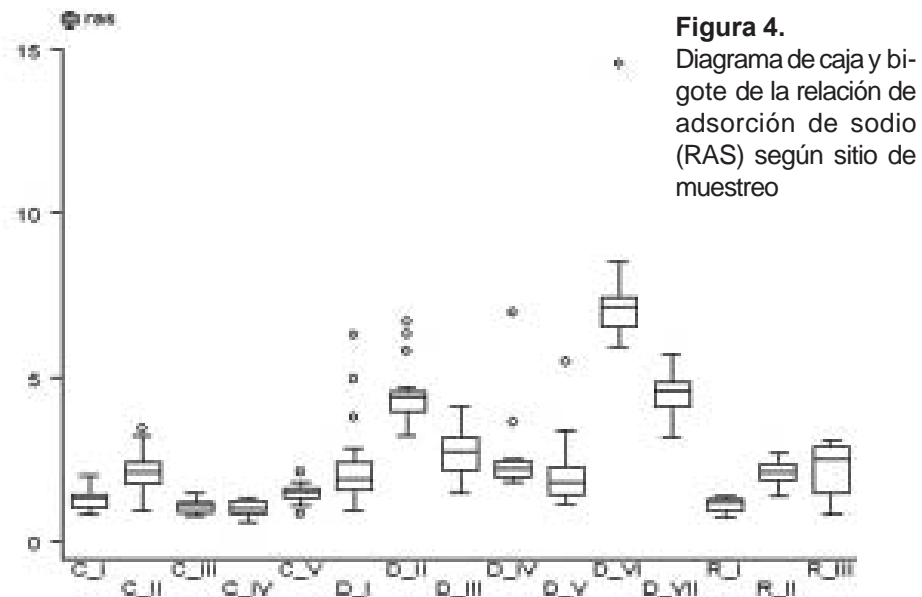
Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		RAS		Clasificación*
	Media	DS	Media	DS	
R_I	882	110	1.09	0.22	C3S1
R_II	2320	395	2.06	0.40	C4S1
R_III	1862	663	2.25	0.82	C3S1
C_I	1136	276	1.31	0.35	C3S1
C_II	1371	389	2.13	0.74	C3S1
C_III	903	97	1.08	0.20	C3S1
C_IV	870	99	1.02	0.24	C3S1
C_V	1592	568	1.46	0.32	C3S1
D_I	1816	765	2.38	1.39	C3S1
D_II	4289	1064	4.51	0.93	C4S1
D_III	2318	723	2.73	0.83	C4S1
D_IV	3890	1705	2.55	1.25	C4S1
D_V	2074	938	2.09	1.06	C3S1
D_VI	5141	513	7.47	1.93	C4S1
D_VII	3419	680	4.46	0.68	C4S1

* Clasificación de agua para riego según Riverside, modificada por Thorne y Petersen

Se presenta a continuación el diagrama de caja para cada variable dependiente, en función de la variable independiente «sitio». Con respecto a la variable conductividad eléctrica (CE) los sitios C_I, C_II, C_III, C_IV y R_I presentaron valores de salinidad relativamente bajos, similares entre sí y diferentes del resto. Por otro lado, los sitios D_II, D_IV, D_VI y D_VII, correspondientes a la red de drenes, presentaron los valores de CE más altos (figura 3).



Si se analiza la variable RAS, en los sitios D_II, D_VI y D_VII es donde se han medido valores mayores (figura 4). Además se observa, para CE y RAS, una gran heterogeneidad entre las distribuciones de frecuencias de cada uno de los niveles de sitio. Si se realiza una comparación de la salinidad total ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua en cabecera del sistema (R_I) respecto de los valores medios de canales y drenes en la cuenca del río Mendoza se observa para todo el ciclo una gran diferencia de salinidad media entre el sitio R_I y canales versus drenes (tabla 1 y figura 3). Una situación similar se presenta para la variable RAS (tabla 1 y figura 4).



Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) en los tres puntos de muestreo del río y a su variación temporal (figura 5, pág. 11), se observa que la salinidad en R_I es diferente de las de R_II y a R_III. Presenta variaciones comprendidas entre 700 y 1 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ con valores mínimos en los meses de febrero-marzo y valores máximos en mayo-julio. El punto R_II tiene valores muy altos de salinidad (aproximadamente 2 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$): esto se debe a que el río en ese tramo se comporta como un drenaje natural recibiendo agua subterránea salina. En el punto R_III la variable analizada tiene valores muy extremos (1 000 hasta 2 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$) motivada por la presencia de vuelcos ocasionales de agua superficial que diluyen la salinidad del punto R_II y curiosamente el valor de la variable RAS en el punto R_III (figura 6, pág. 11) es –casi siempre- mayor que en R_II. La continuidad de la línea verde R_III se ve interrumpida por la ausencia de caudal en el lecho del río en algunos meses.

Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) y RAS en los canales y a su variación temporal (figuras 7 y 8, pág.11), se observa que los puntos con valores más altos son C_V, C_II y C_I y se producen entre mayo y septiembre, coincidiendo con caudales más bajos, es decir que iguales volúmenes de vuelco generan mayores aumentos de los parámetros mencionados. Por otro lado, se observan valores altos en abril, que podrían ser explicados como consecuencia de mayores volúmenes de vuelcos debidos a una mayor actividad agroindustrial.

Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) y RAS en los drenes y a su variación temporal (figuras 9 y 10, pág.11), se observa que los drenes con agua más salina y sódica son D_VI y D_II. El D_IV presenta oscilaciones importantes. La variación estacional no evidencia tendencias claras.

La tabla 2 presenta los valores correspondientes a los indicadores demanda química de oxígeno (DQO) y oxígeno disuelto (OD), obtenidos en el área del río Mendoza. Al respecto puede afirmarse que, a lo largo del recorrido del río, se observó un aumento de la carga orgánica y, en todos los casos, salvo en C_V, un tenor de oxígeno disuelto cercano a la saturación (9.17 mg.L^{-1} a 20 °C), lo cual presupone un proceso de autodepuración del agua en su recorrido.

Tabla 2.

Media y desviación estándar de las variables DQO y OD, según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Muestra	DQO (mg L^{-1})		Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	
	Media	DS	Media	DS
R_I	3.53	7.48	9.11	0.51
R_II	12.24	18.33	9.68	1.87
R_III	40.29	39.18	8.37	1.99
C_I	6.12	13.73	9.46	1.05
C_II	24.53	27.96	8.09	1.16
C_III	8.60	19.85	9.93	1.16
C_IV	5.13	9.35	9.60	0.93
C_V	44.41	64.43	5.75	2.38

Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza

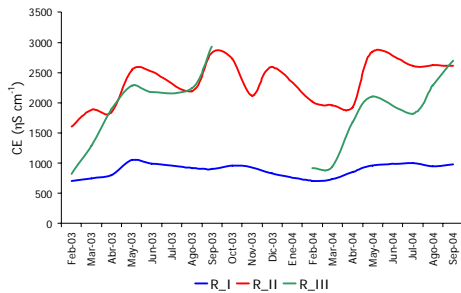


Figura 5.
Variación temporal de conductividad eléctrica en el río

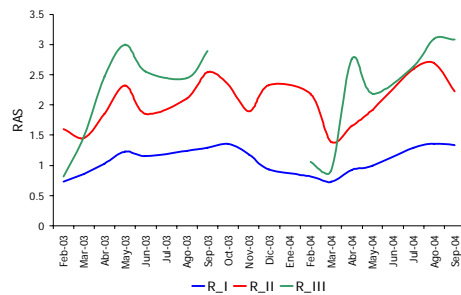


Figura 6.
Variación temporal de relación de adsorción de sodio en el río

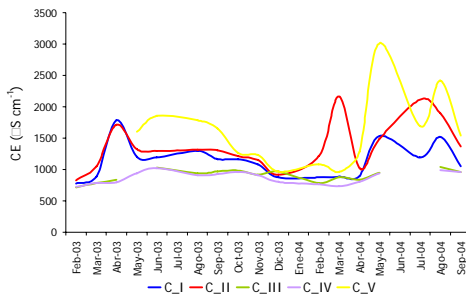


Figura 7.
Variación temporal de conductividad eléctrica en canales

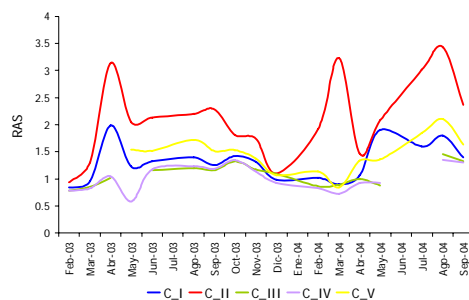


Figura 8.
Variación temporal de relación de adsorción de sodio (RAS) en canales

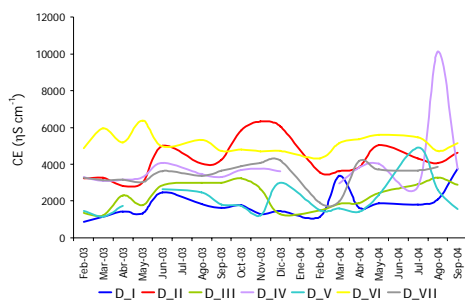


Figura 9.
Variación temporal de conductividad eléctrica (CE) en drenajes

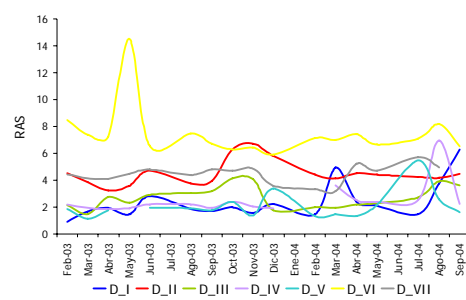


Figura 10.
Variación temporal de relación de adsorción de sodio (RAS) en drenajes

La figura 11 (pág. 12) analiza particularmente la variable DQO e ilustra con claridad los altos valores que presentan los sitios: C_II, C_V y R_III. Asimismo puede observarse en ella una gran variabilidad, en coincidencia con valores relativamente bajos de la variable oxígeno disuelto (figura 12, pág.12).

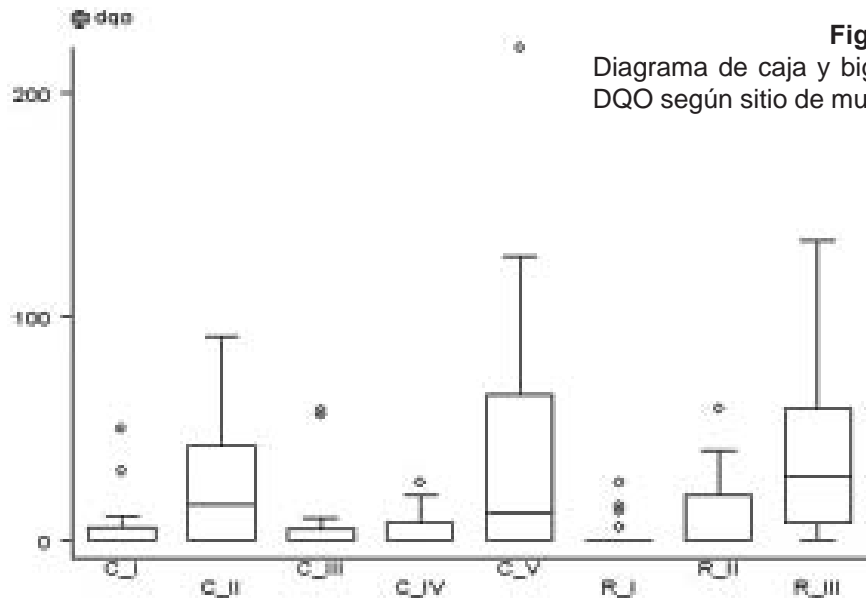


Figura 11.
Diagrama de caja y bigote de DQO según sitio de muestreo

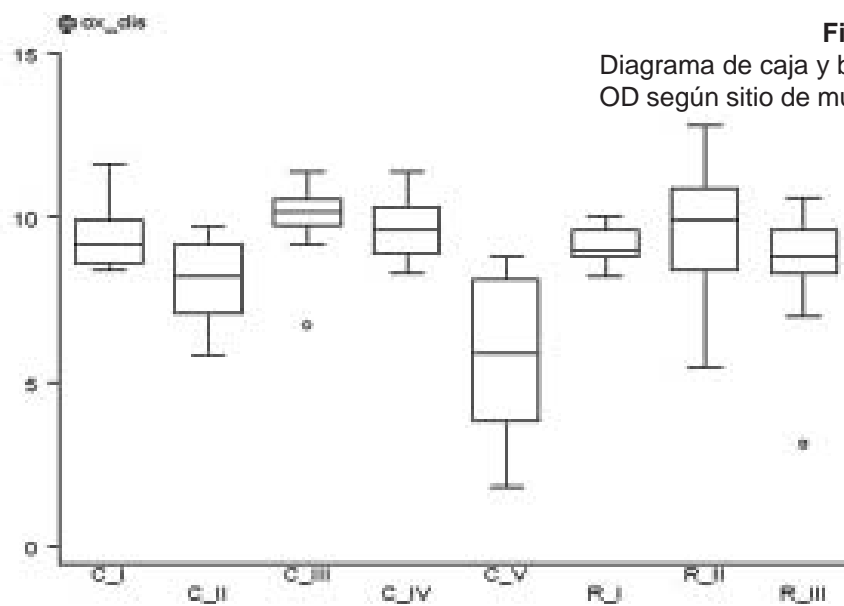


Figura 12.
Diagrama de caja y bigote de OD según sitio de muestreo

Al comparar las variables DQO y OD en cabecera del sistema (R_I) con los valores medios de los otros puntos de muestreo del río y de canales en la cuenca del río Mendoza, se observa para todo el ciclo, en general, una gran variabilidad de la DQO. Aumenta en el río, aguas abajo y es mayor en canales que en R_I. El comportamiento de la variable OD es, en general, inverso (tabla 2 -pág. 10- y figuras: 13, 14, 15, 16), con excepción del punto R_II que en ocasiones presenta mayor OD que R_I (proceso de auto depuración). En canales llaman la atención como puntos más afectados (mayor DQO y menor OD) los sitios C_V y C_II y además, temporalmente, se producen entre los meses de abril a julio.

Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza

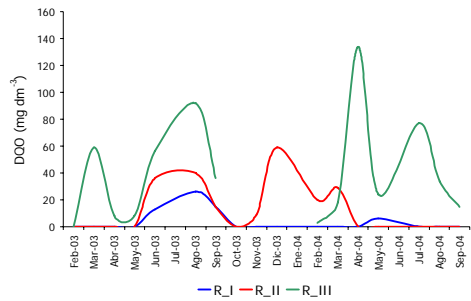


Figura 13. Variación temporal de DQO en el río

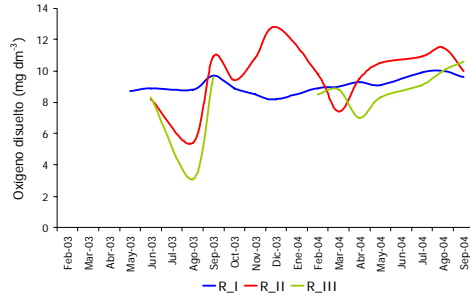


Figura 14.

Variación temporal de OD en el río

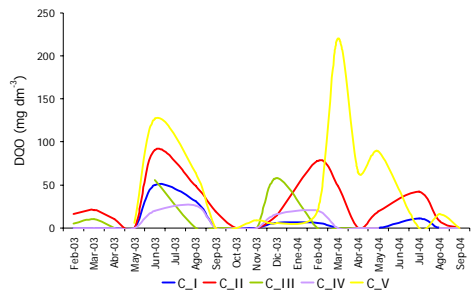


Figura 15. Variación temporal de DQO en canales

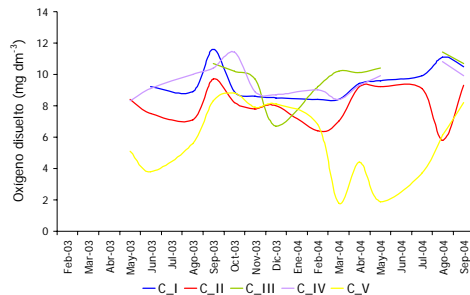


Figura 16.

Variación temporal de OD en canales

En lo que se refiere a los indicadores de contaminación de origen microbiológico, los valores hallados tanto para bacterias aerobias mesófilas como para coliformes (totales y fecales) muestran una gran variabilidad y una ligera diferencia entre el río y la red de canales, siendo estos últimos los que presentan mayores recuentos (tabla 3 y figuras 17, 18, 19 -pág. 14, 15-).

Resulta interesante el hecho de comprobar que los valores más altos y de gran variabilidad de bacterias aerobias mesófilas y coliformes se encuentran en el sitio correspondiente al C_V. Se destaca que la red de canales atraviesa a cielo abierto lugares densamente poblados.

Tabla 3. Media y desviación estándar de las variables: recuentos de bacterias aerobias mesófilas (expresada en ufc ml⁻¹), coliformes totales y coliformes fecales (expresadas en ufc ml⁻¹), según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Muestra	Bacterias aerobias mesófilas BAM (ufc ml ⁻¹)		Coliformes totales (células%ml)		Coliformes fecales (células%ml)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
R_I	462	595	275	701	18	26
R_II	8811	11794	6133	11989	291	541
R_III	43707	42935	4121	6875	631	1205
C_I	126141	386048	14205	26435	2428	5999
C_II	41959	43550	35236	109781	1580	2378
C_III	1186	1050	1179	2894	106	151
C_IV	5473	7323	1903	2878	245	302
C_V	1327714	2462473	410641	1209280	177380	639832

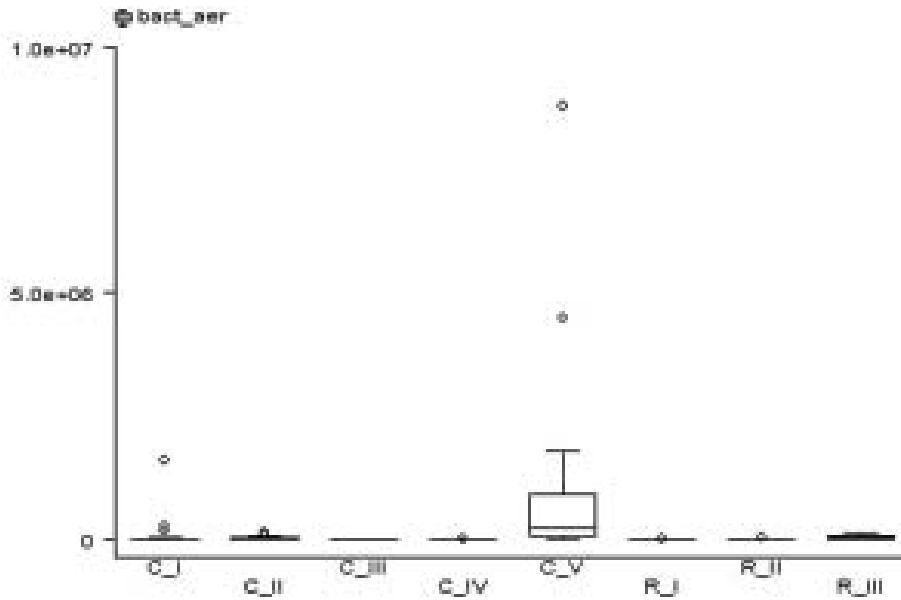


Figura 17.
Diagrama de caja y bigote de bacterias aerobias mesófilas según sitio de muestreo

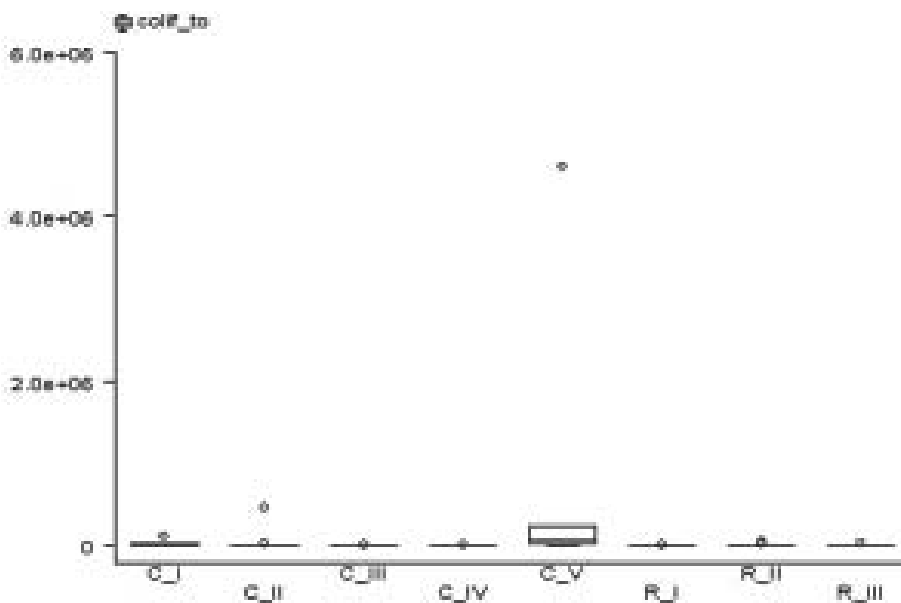


Figura 18.
Diagrama de caja y bigote de bacterias coliformes totales según sitio de muestreo

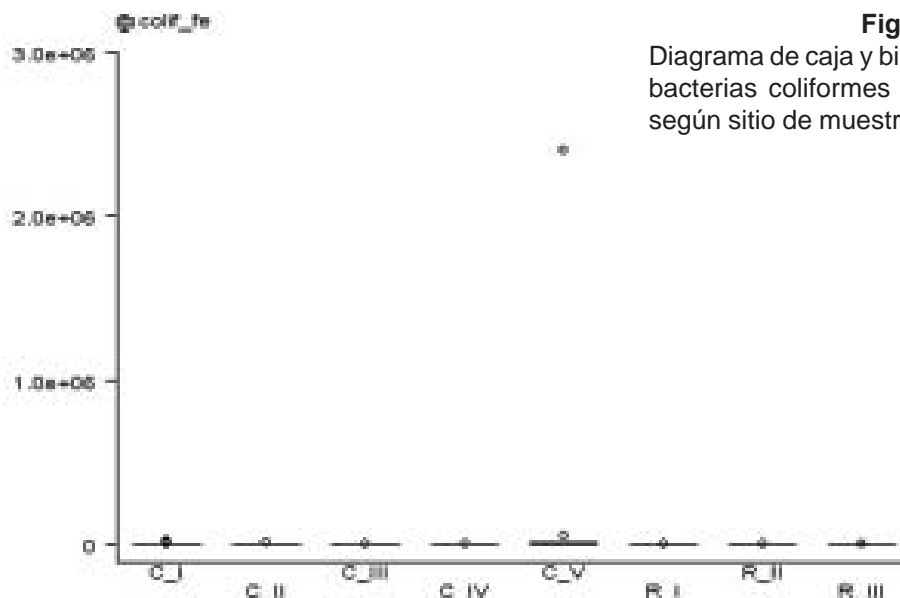


Figura 19. Diagrama de caja y bigote de bacterias coliformes fecales según sitio de muestreo

Una comparación entre las variables bacterias aerobias mesófilas (ufc ml⁻¹), coliformes totales (NMP células%ml) y coliformes fecales (NMP células%ml) en cabecera del sistema (R_I) con respecto a los valores en los otros puntos del río y a los canales en la cuenca del río Mendoza permite observar -para todo el ciclo en general- una gran variabilidad. No obstante, todas las variables en general arrojan valores mayores en R_II, R_III y canales que en R_I (tabla 3 -pág.13- y figuras 20 a 25 -pág.16-). Los puntos C_V y C_II presentan los valores más desfavorables. Temporalmente los valores más críticos se presentan en otoño-invierno.

En cuanto al análisis de metales pesados (cadmio, cromo, cobre y cinc), en todos ellos se observa una gran variabilidad (tabla 4 y figuras 26, 27, 28, 29 -pág. 17,18-). Según se consigna en la tabla 4 los valores detectados están por debajo de los valores numéricos indicados en dicha tabla y en las respectivas figuras presentadas.

Tabla 4. Media y desviación estándar de la variable metales pesados (cadmio, cromo, cobre y cinc) expresados en mg L⁻¹, según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Sitio	Cadmio (mg L ⁻¹)		Cromo (mg L ⁻¹)		Cobre (mg L ⁻¹)		Cinc (mg L ⁻¹)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
R_I	< 0.0204	0.0159	< 0.0119	0.0075	< 0.0272	0.0118	< 0.0241	0.0296
R_II	< 0.0461	0.0758	< 0.0116	0.0069	< 0.0325	0.0137	< 0.0205	0.0145
R_III	< 0.0639	0.1088	< 0.0084	0.0048	< 0.0273	0.0092	< 0.0276	0.0240
C_I	< 0.0243	0.0162	< 0.0119	0.0074	< 0.0239	0.0117	< 0.0263	0.0238
C_II	< 0.0192	0.0142	< 0.0123	0.0101	< 0.0249	0.0099	< 0.0249	0.0291
C_III	< 0.0193	0.0150	< 0.0138	0.0073	< 0.0287	0.0119	< 0.0233	0.0274
C_IV	< 0.0350	0.0527	< 0.0182	0.0133	< 0.0248	0.0082	< 0.0210	0.0188
C_V	< 0.0256	0.0135	< 0.0141	0.0094	< 0.0300	0.0136	< 0.0216	0.0210

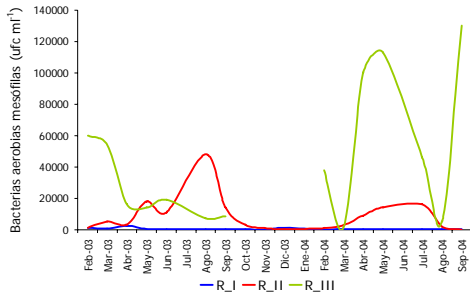


Figura 20.
Variación temporal de bacterias aerobias mesófilas en el río

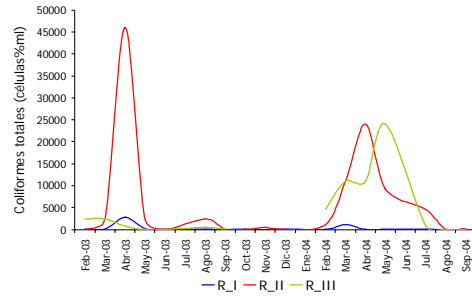


Figura 21.
Variación temporal de coliformes totales en el río

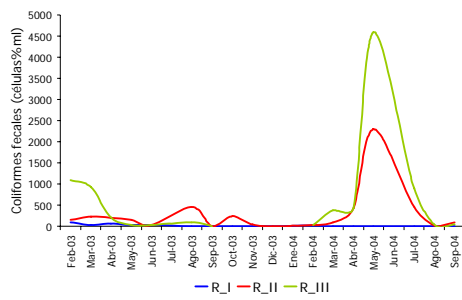


Figura 22.
Variación temporal de coliformes fecales en el río

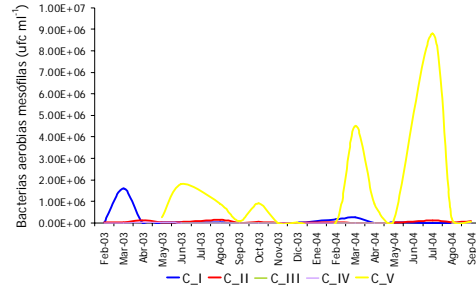


Figura 23.
Variación temporal de bacterias aerobias mesófilas en canales

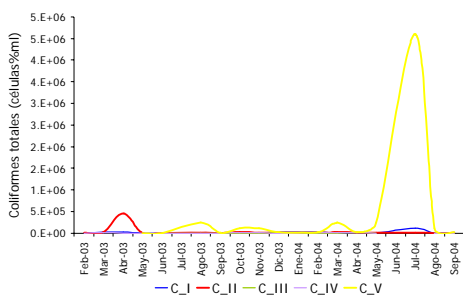


Figura 24.
Variación temporal de coliformes totales en canales

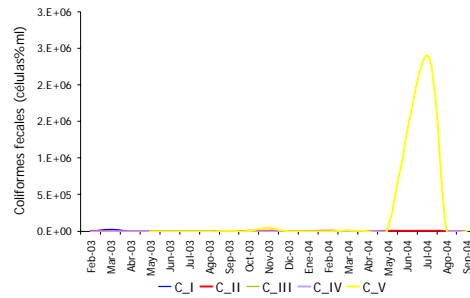


Figura 25.
Variación temporal de coliformes fecales en canales

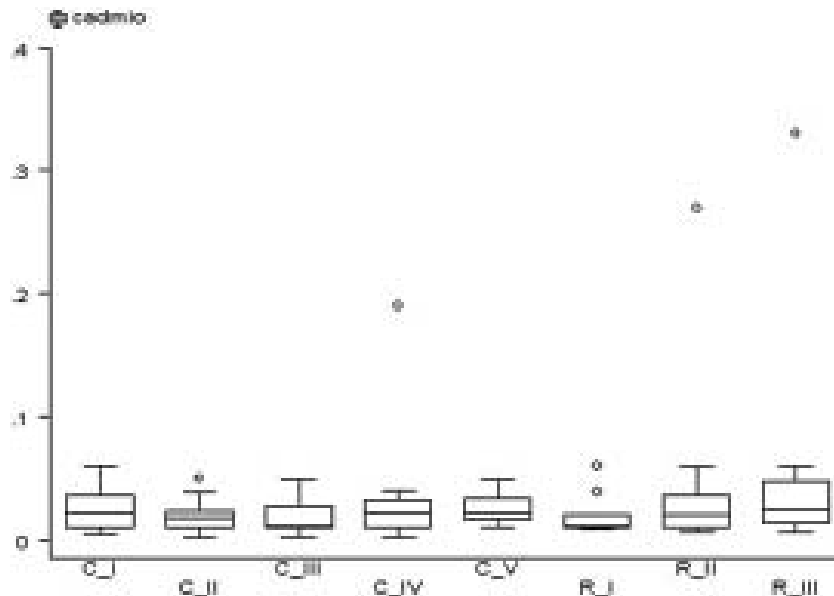


Figura 26. Diagrama de caja y bigote de cadmio según sitio de muestreo

Con respecto al cadmio se observan tres valores «outliers» muy evidentes que son: R_II en agosto (0.27 mg L⁻¹); R_III también en agosto (0.33 mg L⁻¹) y en C_IV en septiembre (0.19 mg L⁻¹). En el futuro deberían analizarse con especial atención estas particularidades.

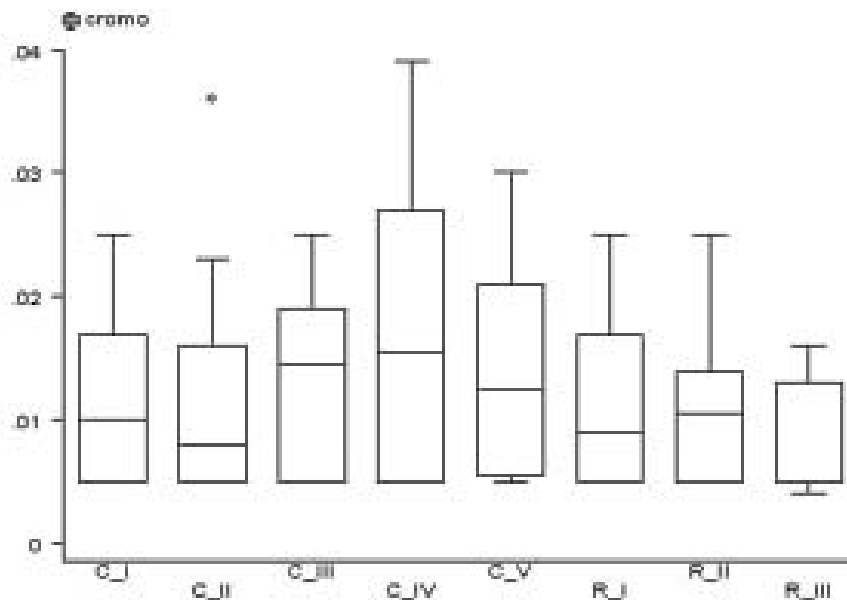


Figura 27. Diagrama de caja y bigote de cromo según sitio de muestreo

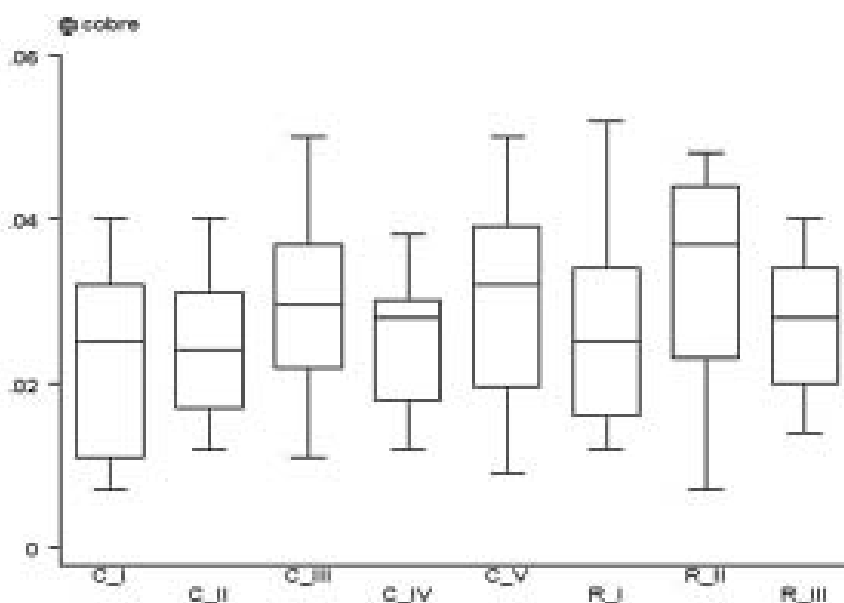


Figura 28. Diagrama de caja y bigote de cobre según sitio de muestreo

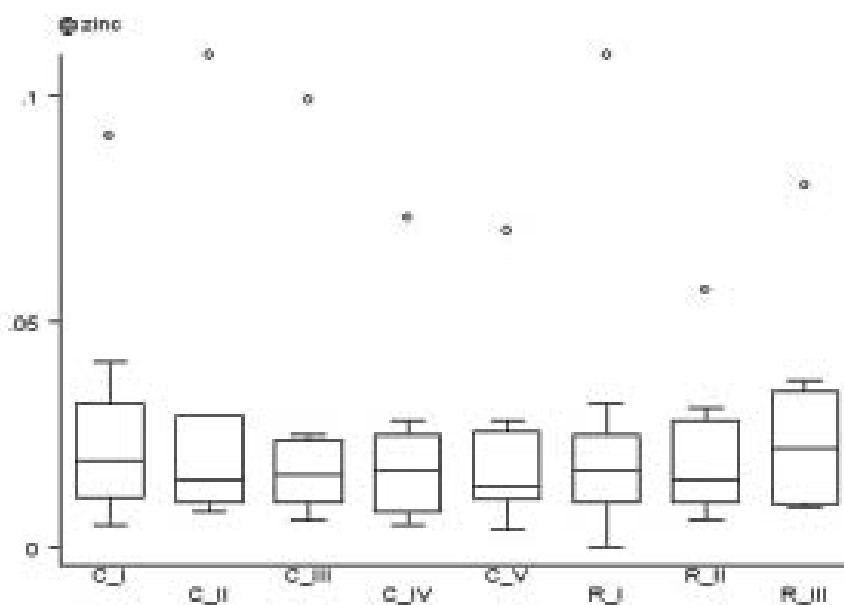


Figura 29. Diagrama de caja y bigote de cinc según sitio de muestreo

En el caso del cinc, los «outliers» que se observan corresponden a valores obtenidos en febrero de 2003. Al igual que para el cadmio se deberá analizar esta particularidad. Se han obtenido además algunos valores puntuales del metal «plomo» por el método colorimétrico (Ditizona y Nesslerización directa) en muestras originales y concentradas. Los sitios R_I y C_I presentaron contenidos menores de 0.05 mg L⁻¹ que es el límite de detección del método.

A continuación se consignan los datos de caudales circulantes en los días de muestreo.

Tabla 5. Media y desviación estándar del caudal en cada sitio de muestreo

Sitio	R_I	R_II	R_III	C_I	C_II	C_III	C_IV	C_V	D_I	D_II	D_III	D_IV	D_V	D_VI	D_VII
Media	33.77	0.48	5.39	4.27	1.71	3.02	0.67	3.3	0.79	0.92	1.59	<0.00	0.17	0.04	0.05
DS	17.97	0.34	5.13	1.43	0.57	0.73	0.55	0.91	0.62	0.56	1.02	<0.00	0.17	0.02	0.03

Análisis inferencial

- Sitios de muestreo R_I, R_II y R_III

Con respecto al parámetro CE el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios evidencia que hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene determina que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk permite constatar que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Con respecto al parámetro RAS, DQO y bacterias aerobias mesófilas (BAM) los resultados son similares; por su parte, la prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente.

Tabla 6. Media y nivel de significancia ($\alpha = 0.05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas en río

Sitio	CE	RAS	DQO (mg L ⁻¹)	BAM
R_III	1862 b	2.25 a	40.29 a	43707 a
R_II	2320 a	2.06 a	12.24 b	8811 b
R_I	882 c	1.09 b	3.53 b	462 b

Con respecto al parámetro OD, coliformes totales, coliformes fecales y los metales pesados cadmio, cromo y cinc, el análisis de Anova de efectos fijos indica que las medias son iguales. El Anova de efectos aleatorios señala que no existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene muestra que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que las medianas son iguales. Para el metal pesado cobre la prueba de Shapiro-Wilk señala que los errores se distribuyen normalmente.

- Sitios de muestreo R_I y todos los canales

Con respecto al parámetro CE, RAS, DQO, OD y BAM el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios indica que existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Tabla 7. Media y nivel de significancia ($\alpha = 0.05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas

Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	RAS	DQO (mg L^{-1})	OD (mg L^{-1})	BAM
C_V	1592 a	1.46 b	44.43 a	5.75 c	1327714 a
C_II	1371 ab	2.12 a	24.53 ab	8.09 b	41959 b
C_I	1136 bc	1.32 b	6.12 b	9.46 ab	126141 b
C_III	903 c	1.09 b	8.60 b	9.93 a	1186 b
C_IV	870 c	1.09 b	5.13 b	9.60 ab	5473 b
R_I	882 c	1.09 b	3.53 b	9.11 ab	462 b

El análisis de Anova de efectos fijos para bacterias coliformes totales y coliformes fecales indica que las medias son iguales. El Anova de efectos aleatorios indica que no existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una media es distinta de las demás.

Con respecto al parámetro metales pesados cadmio, cromo y cinc el análisis de Anova de efectos fijos indica que las medias son iguales. El Anova de efectos aleatorios indica que no hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que las medianas son iguales. Para el metal pesado cobre la prueba de Shapiro-Wilk indicó que los errores se distribuyen normalmente.

- Sitios de muestreo correspondientes a los drenajes

Para CE y RAS el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios indica que existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Tabla 8. Media y nivel de significancia ($\alpha = 0.05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas en los drenajes de la cuenca del río Mendoza

Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	RAS
D_VI	5141 a	7.47 a
D_II	4289 ab	4.51 b
D_IV	3890 b	2.55 c
D_VII	3419 bc	4.46 b
D_III	2318 cd	2.73 c
D_V	2074 d	2.10 c
D_I	1816 d	2.40 c

DISCUSIÓN

En este marco, este trabajo ha permitido un prolijo relevamiento mensual de puntos de muestreo estratégicamente ubicados en el área de influencia del río Mendoza, principal curso de agua de la Provincia homónima, a cuyas márgenes (oasis norte) se asienta el 80 % de su población. Asimismo, los métodos empleados permiten detectar zonas afectadas por contaminación (industrial, urbana, urbano-industrial, agrícola-urbana) identificando causas y agentes y facilitando la elaboración de criterios de manejo y gestión para su corrección parcial y/o total.

En ese sentido, el análisis de los resultados referidos a la calidad del agua en el río indica que hay un aumento significativo de la salinidad y la sodicidad antes del sitio R_II, confirmando el comportamiento del mismo como drenaje natural. Los cambios de calidad ocurridos entre el punto R_II y R_III podrían deberse al aporte extraordinario de otras aguas en ese tramo del río. Estas aguas poseen una menor salinidad y una mayor presencia de sodio, materia orgánica y carga microbiológica activa, que el agua presente en el punto R_II. Se estaría confirmando así la existencia de vuelcos de aguas provenientes de la planta de tratamiento de efluentes cloacales Paramillo, ubicada sobre la margen izquierda del río en ese tramo, además de algún otro vuelco industrial, hecho que debería ser corregido a la brevedad por parte de los encargados de la gestión, ejerciendo con firmeza el rol de policía del agua que les otorga la legislación vigente.

Con respecto a la comparación de los parámetros considerados entre la cabeza del sistema (R_I) y la red de canales puede decirse que los aportes realizados por los escurrimientos de los centros urbanos del gran Mendoza ubicados hacia el oeste del canal Cacique Guaymallén sumados a los vuelcos de Campo Espejo (detectados en el punto C_II) incrementan significativamente la salinidad (+55 %) y sodicidad del agua (+95 %) respecto del punto R_I, aunque el valor de sodicidad sigue siendo bajo. Otro caso similar es el incremento de salinidad (+80 %), de DQO (+1 159 %) y BAM (+2 873 %) con lógica disminución de OD (-58 %) –ocasionado por los aportes del Gran Mendoza sumados ahora a la importante carga contaminante de los desagües del canal Pescara- del punto C_V (canal Auxiliar Tulumaya) respecto del punto R_I.

Los estudios microbiológicos evidencian que los recuentos de unidades formadoras de colonias bacterianas superan los límites fijados por el Código Alimentario Argentino (11) para agua de consumo humano. Cabe recordar que en la zona del estudio el agua se destina al uso agrícola y sólo eventualmente es empleada para lavado de utensilios domésticos y/o ropa en algún asentamiento inestable a orillas del curso de agua.

CONCLUSIONES

La CE y el RAS son más altos en drenajes que en canales. A su vez R_II y R_III poseen valores cercanos a los de drenajes, y en R_I se encuentran los valores más bajos.

Existen diferencias significativas de valores medios de salinidad y de RAS entre los distintos puntos del río, entre la cabecera del sistema (R_I) y los canales y entre los drenes entre sí.

Las variables DQO y OD presentan una alta dispersión según el sitio de muestreo. Los valores centrales más disímiles se observan en C_V y R_III para la primera, y C_V para la segunda.

Existen diferencias significativas de DQO entre las medias del río, no así para OD. En el caso de R_I y canales, se observan diferencias significativas entre las medias de DQO y oxígeno disuelto.

Los metales pesados no presentan grandes diferencias entre sitios de muestreo. Se observan algunos valores atípicos (outliers) en cadmio y cinc.

Entre los sitios del río no se observan diferencias significativas de medias de los metales pesados. Las mismas conclusiones valen para R_I y los canales.

Las variables microbiológicas (bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y coliformes fecales) presentan muy alta dispersión entre sitios y dentro de cada sitio de muestreo. En todos los casos, el C_V se destaca por manifestar las más altas medidas de posición y dispersión, influidas por observaciones atípicas.

En el río se observan diferencias significativas entre las ufc medias de bacterias aerobias mesófilas, siendo el R_III el de mayor cuantía. Respecto de las variables bacterias coliformes totales y coliformes fecales, si bien el análisis de varianza refleja ausencia de significancia, se violan sus supuestos: es por ello que al aplicar la metodología no paramétrica se observan diferencias significativas. Este resultado está muy influenciado por los valores atípicos observados.

En R_I y canales se observan diferencias significativas entre el C_V y el resto para bacterias aerobias mesófilas. Las variables coliformes totales y coliformes fecales merecen la misma observación concluida en los sitios del río.

BIBLIOGRAFÍA

1. Ambiental 1999. Congreso Nacional. PRODEA. San Juan. Argentina. 478 p.
2. Ambiental 2003. IV Congreso Nacional. Universidad Nacional de San Juan. PRODEA. San Juan. Argentina. 126 p.
3. Andreoli, C. 1993. Influencia de la agricultura en la calidad del agua. En: Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Anales de la consulta de expertos. FAO-Chile, p. 59-73.
4. APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, SA. 17ª ed. Madrid. 1714 p.
5. Avellaneda, M.; A. Bermejillo y L. Mastrantonio. 2004. Aguas de riego: calidad y evaluación de su factibilidad de uso. EDIUNC. Mendoza. Argentina. 143 p.
6. Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1976. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage. Paper 29. FAO. Rome. 97 p.
7. Chambouleyron, J.; M. Menenti; L. Fornero; J. Morábito y L. Stefanini. 1982. Evaluación y optimización del uso del agua en grandes redes de riego. INCyTH – IILA. Roma. 176 p.
8. Chambouleyron, J.; J. Morábito y R. Bustos. 1995. La eficiencia de riego y la participación de los usuarios en el manejo y control de la calidad del agua en Mendoza, Argentina. (Un caso ambiental). UNCuyo e INA. Mendoza. Argentina. 173 p.

9. Chambouleyron, J. y M. Marre de Leyton. 1996. Evaluación del manejo y control de la calidad del agua de riego en Mendoza. Informe final. UNCuyo e INCyTH. Mendoza. Argentina. 59 p.
10. Chambouleyron, J.; S. E. Salatino; A. Drovandi; M. F. Filippini; R. Medina; M. Zimmermann; N. Nacif; C. Dedioli; A. Camargo; S. Campos; D. Genovese; R. M. Bustos; M. Marre; E. R. Antonioli. 2002. Conflictos ambientales en tierras regadías. Evaluación de impactos en la cuenca del río Tunuyán, Mendoza, Argentina. UNCuyo-FONCYT-INA. Mendoza, Argentina. 185 p.
11. Chambouleyron, J. 2005. Riego y drenaje. Técnicas para el desarrollo de una agricultura regadía sustentable. Tomos I y II. Ediunc. Mendoza. Argentina. 1040 p.
12. Código Alimentario Argentino. 1998. Ediciones Marzochi. Argentina. 431 p.
13. CNA 2000. Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del siglo XXI. Memorias del XVIII Congreso Nacional del Agua. Santiago del Estero. Argentina. 420 p.
14. XVI Congreso Nacional del Agua. 1996. San Martín de los Andes, Neuquén. Argentina. 147 trabajos.
15. XVII Congreso Nacional del Agua. II Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur. 1998. Anales. Tomo 3. Santa Fe. Argentina. 540 p.
16. XIX Congreso Nacional del Agua. 2002. Carlos Paz, Córdoba. Argentina. 341 p.
17. Departamento General de Irrigación (DGI). 1996. Reglamento general para el control de contaminación hídrica. Resolución 778. Mendoza. Argentina. 12 p.
18. Ente Provincial del Agua y del Saneamiento (EPAS). 2001. Normas de calidad de aguas y efluentes. Anexos I y II. Mendoza. Argentina. 22 p.
19. Fasciolo, G. 2000. Los errores en las estimaciones de la calidad microbiológica del agua. El caso de la técnica del número más probable (nmp). Ingeniería ambiental, N° 48, p. 35-39.
20. Fasciolo, G. y A. Bertranou. 2001. Manejo de aguas marginales. Livro de resumos. IV Diálogo Interamericano de Gerenciamiento de Aguas. CD paper N° 40. Foz do Iguaçu. Brasil.
21. INRENA – FAO. 2003. Libro de Resúmenes: Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Arequipa. Perú. 430 p.
22. Karamouz, M.; Z. Zahraie and R. Kerachnian. 2003. Development of a master plan for water pollution control using MCDM techniques: a case study. International Water Resources Association. Volume 28, N° 4, p. 478-490. USA.
23. Malin, Falkenmark. 2001. The greatest water problem: The inability to link environmental security, water security and food security. Water resources development international journal. Volume 17. N° 4, p. 539-554. Mexico City.
24. Morábito, J. 1997. El riego en el mundo, Argentina y Mendoza. Publicación interna INA- CRA. 39 p.
25. Morábito, J.; R. Medina; S. Salatino; M. Zimmermann; M. Filippini; A. Bermejillo; C. Mirábile; A. Drovandi; N. Nacif; S. Campos; D. Genovese; P. Pizzuolo y L. Mastrantonio. 2003. Eficiencia de riego y evaluación de la calidad del agua en el área regadía del río Mendoza, Argentina. Libro de resúmenes del Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Centro de Convenciones Río Juli. Arequipa. Perú. 181 p.
26. Suresh Chandra Babu; Thirumalai Nivals and. B. Rajasekaran. 1992. Groundwater pollution from agrochemicals - A. Dynamic model of externalities and policy options. Water resources management. The Netherlands. Volume 6, N° 1, p. 1-14.
27. Tanji, K. and G. Keyes. 2002. Water quality aspects of irrigation and drainage. Past history and future challenges for civil engineers. Journal of irrigation and drainage engineering. Vol. 128, N° 6, p. 332-340. ASCE, USA.
28. US Environmental Protection Agency (EPA). 1979. Method 608. Organ chlorine pesticides and PCB 'S. Federal register. Volume 44, N° 233.
29. _____, 1994. Method 8141 A. Organophosphorus compounds by gas chromatography: capillary column technique. <http://www.epa.gov/sw-846/8000b.pdf> USA.
30. _____, 2000. Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable. EPA 815-F-00-007. USA. <http://www.epa.gov/safewater/agua/estandares.html>
31. Zhulidov, A.; V. Kholbystov and R. Robarts. 2001. The need and requirements for modernizing surface water quality monitoring in the Russian federation. International Water Resources Association. Volume 26, N° 4, p. 536-546. USA.

Profesor Fundador de la Escuela Nacional de Vitivinicultura (1897)



Dr. Pablo Arno Loos
1857-1933

Nació en Sajonia, Alemania, el 26 de septiembre de 1857. Cursó estudios universitarios en Dresde y luego en Leipzig, donde se doctoró en Filosofía y Ciencias Naturales. En mérito a su dedicación obtuvo una beca para recorrer el mundo: viajó a Sudamérica y se instaló en Brasil, primero en Río de Janeiro y después en San Pablo, donde dictó clases de alemán.

Más tarde partió hacia Buenos Aires y luego a la región cuyana, arribando a Mendoza a principios de 1883. Se le encomendaron relevamientos topográficos en San Juan y San Rafael donde conoció al General Rufino Ortega, quien lo recomendó para el cargo de Profesor en la Escuela de Agricultura de Mendoza. Dictó Historia Natural y Física en la Quinta Agronómica, e idiomas en el Colegio Nacional.

Contrajo matrimonio con Emma Bein y tuvo tres hijos: Arno Camilo, Margarita y Elisa.

Al reinstalarse la Quinta Agronómica en agosto de 1897, fue designado Profesor de la Escuela Nacional de Vitivinicultura en la que dictó Historia Natural, Física y Matemáticas. El Dr. Loos fue el primer profesor que enseñó Citología e Histología Vegetal, además de coleccionar plantas autóctonas del piedemonte. A fines de 1907 proyectó y dirigió la construcción de la primera estación sismológica de Mendoza, instalada en la Quinta Agronómica.

En 1910, el Emperador Guillermo de Alemania le otorgó la Cruz del Águila Roja por su destacada labor como docente e investigador. En 1914 viajó a Alemania y pudo retornar al final de la guerra en 1918. Continuó con su labor científica, preferentemente dirigida hacia la sismología a la que dedicó casi cuarenta años de investigaciones. Escribió numerosos artículos sobre dicho tema en diarios y revistas.

Fue Cónsul de Alemania durante 25 años y como tal impulsó el desarrollo de la colonia alemana en Mendoza, fundó la Sociedad Alemana y el Colegio Alemán, del que fue presidente un corto tiempo debido a su delicado estado de salud. Falleció a los setenta y cinco años en su domicilio de Godoy Cruz, el 15 de junio de 1933.

F. A. Melis

Principales fuentes consultadas:

Hemeroteca diario Los Andes.

Entrevista a los Sres. Pablo A. Loos y Federico Hilbing Loos (nietos).