

# **IMPACTO DE LA LECHERÍA EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES**

## **PROYECTO FPTA – 179**

Medidas para la mitigación del impacto de la lechería en la calidad de agua de la cuenca lechera del embalse Paso Severino

**Responsable Técnico:** Dr. Biol. Rafael Arocena

### **Equipo Técnico:**

Facultad de Ciencias,  
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA):

Dr. Biol. Rafael Arocena  
Dr. Ocean. Guillermo Chalar  
Dr. Ocean. Daniel Fabián  
Mag. Biol. Juan Pablo Pacheco  
Mag. Soc. Vanesa Olivero  
Lic. Biol. Mauricio González  
Lic. Biol. Macarena Silva  
Bach. Patricia García

Facultad de Agronomía,  
Departamento de Suelos y Agua (DSyA):  
Dr. Ing. Agr. Carlos Perdomo

## CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	3
2. ANTECEDENTES	3
3. OBJETIVOS	4
4. ÁREA DE ESTUDIO	4
5. METODOLOGÍA	6
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	8
a. <u>Información socio-productiva</u>	8
b. <u>Calidad del agua de los arroyos</u>	9
c. <u>Macroinvertebrados de los arroyos</u>	12
d. <u>Análisis de componentes principales</u>	13
e. <u>Sedimentos y macrófitas de los arroyos</u>	15
f. <u>Calidad del agua subterránea</u>	16
g. <u>Niveles de fósforo lábil en los suelos</u>	17
h. <u>Origen de la MOP del agua superficial</u>	18
i. <u>Percepción ambiental de los productores</u>	18
j. <u>Aspectos sociales de los productores</u>	19
k. <u>Embalse Paso Severino</u>	21
i. Calidad del agua y estado trófico	21
ii. Fitoplancton	22
iii. Zooplancton	23
7. CONCLUSIONES	25
8. RECOMENDACIONES	28
9. BIBLIOGRAFÍA	31

## 1. INTRODUCCION

La actividad lechera en Uruguay se ha intensificado notablemente, continuando una tendencia que se inició a mediados de la década del 70 y especialmente en los últimos 25 años (Díaz & Durán 2011). Entre 2001 y 2010 la producción total de leche aumentó 24.9% a pesar de que su superficie disminuyó 14.3% (DIEA 2011) evidenciando una fuerte tecnificación de la producción. El consiguiente aumento de los efluentes producidos ha elevado su impacto ambiental (La Manna *et al.* 2004), ya que su control y manejo habrían quedado relegados de estos avances técnicos (Casanova *et al.* 2001, Charlon *et al.* 2006). Una situación similar se presenta en países vecinos como Argentina (Lagger *et al.* 2000, Herrero *et al.* 2006, González *et al.* 2007).

En 2010, 60% de la producción se comercializó en el mercado internacional (DIEA 2011). Según FAO, la demanda y los precios internacionales seguirán creciendo debido a varias causas, como la fuerte demanda asiática y la política económica en Argentina, pero también por los problemas ambientales de diversos países productores (Vidal 2008). Los mercados internacionales exigen calidad no solo en los productos finales, sino también en las condiciones ambientales en que se elaboran (PPR 2008, Vieytes 2010).

La lechería tiene fuertes impactos ambientales al generar una alta concentración y volumen de residuos orgánicos de difícil manejo, con una carga orgánica diez veces más concentrada que las aguas residuales domésticas (Longhurst *et al.* 2000). Con la materia orgánica se aportan nutrientes y organismos patógenos, contaminantes de suelos, aguas subterráneas y superficiales.

Dumontt (2000) señala que el mal manejo de estos residuos es uno de los procesos agropecuarios que produce mayor deterioro ambiental, provocando turbidez, sedimentación, eutrofización y consumo de oxígeno. Tommasino *et al.* (2010) califican como grave el problema de la lechería tradicional para conservar los recursos suelo y agua, además de que elimina espacios de vegetación nativa. La base de la producción lechera se sustenta en la disponibilidad de suelo y agua, recursos que son una ventaja comparativa del país y debemos por lo tanto conservar (Casanova *et al.* 2001).

La degradación de los ecosistemas dulceacuícolas constituye un problema global, al cual la agricultura contribuye con múltiples factores interrelacionados cuyo funcionamiento es preciso desentrañar (Wagenhoff *et al.* 2012).

## 2. ANTECEDENTES

Entre los antecedentes relativos a la calidad de agua de los tambos en Uruguay, Perdomo *et al.* (2001) reportaron altos valores de nitrato en agua potable, cuyo origen generalmente son las salas de ordeño o los corrales de producción animal intensiva. En efluentes de establecimientos que vierten a cursos de agua, se ha registrado una  $DBO_5$  superior a 160 mg/L, superando el estándar nacional de 60 mg/L (DINAMA-CONAPROLE-IMFIA 2008b).

Arocena *et al.* (2008) detectaron problemas de calidad de agua en la cuenca lechera de Paso Severino, por lo cual allí se desarrolló el presente trabajo. Ubicada al SW del departamento de Florida, esta cuenca drena hacia el embalse de Paso Severino en el río Santa Lucía Chico. El embalse es una reserva de agua potable para Montevideo y la zona metropolitana.

El informe JICA-MVOTMA (2007) destaca que los cursos principales de la cuenca del Santa Lucía presentan altos niveles de nitrógeno, lo que implica riesgo de

eutrofización de los reservorios. En 1997, el agua que ingresaba al embalse registraba 5.5 mg NT/L y 0.4 mg PT/L, valor éste por encima del estándar nacional (25 ug PT/L).

En 1994-2000 se llevó a cabo una experiencia de manejo integrado de cuencas, en la que se aplicaron o aconsejaron prácticas como el tratamiento de efluentes en tambos (Cayssials & Arias 2000a, Sosa 2002, Achkar *et al.* 2004). Antes de dicha experiencia, solo pocos establecimientos lecheros tenían sistemas de tratamiento de efluentes (Cayssials & Arias 2000b). Asimismo, la Dirección Nacional de Medio Ambiente con la agencia japonesa de cooperación (JICA-MVOTMA 2007) y las intendencias de la cuenca, produjeron una base de datos sobre calidad de agua, foros, campañas y talleres de calidad de agua. Bartesaghi *et al.* (2006) desarrollaron un Sistema de Información Geográfica para la cuenca del Santa Lucía Chico.

El impacto de la actividad lechera sobre la calidad del agua depende de las características de la cuenca y de los sistemas acuáticos receptores, así como de la forma de producción y manejo de los efluentes. La evaluación de la calidad del agua debe integrar estos aspectos, así como el análisis tanto de parámetros físico-químicos como biológicos, que permitan obtener indicadores ecológicos directos. Asimismo, la calidad del agua se entiende como la de todo el sistema acuático, incluyendo su zona ribereña. El concepto de cuenca hidrográfica como unidad de análisis y gestión, así como el uso de bioindicadores de calidad de agua, se inscriben actualmente en un conjunto de iniciativas oficiales y académicas coincidentes en este enfoque.

Las medidas de mitigación que surgen de múltiples antecedentes internacionales se relacionan con el tratamiento y reciclado de las excretas animales usándolas como riego y fertilizante, el manejo del monte ripario (Anbumozhi *et al.* 2005, Hefting *et al.* 2005), el cercado de los cursos de agua para impedir el acceso directo de los animales a los mismos (Bewsell *et al.*, 2007) o la construcción de pequeñas represas o humedales (Vinten *et al.*, 2008). El fertirriego conlleva riesgos de contaminación con nitratos y microbiana del agua subterránea (Hawke & Summers 2006). Los humedales artificiales son una alternativa al fertirriego cuando éste no puede hacerse por razones meteorológicas o sanitarias, porque retienen buena parte del fósforo evitando la eutrofización de las aguas superficiales (Forbes *et al.* 2011).

### **3. OBJETIVOS**

El objetivo general de este trabajo es preservar la calidad ecológica de los sistemas de agua continental. EL objetivo específico es minimizar el impacto de la producción lechera sobre la calidad de los sistemas acuáticos de la cuenca lechera de Paso Severino.

### **4. AREA DE ESTUDIO**

Se seleccionaron diez microcuencas (tabla 1 y figura 1) similares en superficie (5.4 - 34.2 km<sup>2</sup>) y modalidad productiva, a partir de la carta Uruguay 1:50,000 del SGM (Servicio Geográfico Militar) e imágenes del “Google Earth.” Excepto la cuenca 6 del arroyo Cerro Pelado, las demás registraron superficies menores a 20 km<sup>2</sup>. También similares fueron sus dimensiones lineales. La altitud varió entre 40 y 175 m.s.n.m., con relieves (rangos altitudinales) entre 40 y 105 m. Todos los cursos fueron de orden 3, excepto el 4 La Pedrera y el 6, que fueron de orden 4.

Las cuencas se encuentran incluidas en la misma unidad ambiental “Lomadas Bajas” a excepción de la 6 (Lomadas altas) y la 10 Control (Colinas cristalinas). Las primeras, de pendiente y drenaje moderados y buenos, se asientan sobre suelos de la unidad Isla Mala mientras que las dos últimas sobre la unidad San Gabriel. Las Colinas tienen

pendientes fuertes y buen drenaje. Ambas unidades de suelos son Brunosoles generados por sedimentos limo-arcillosos, es decir suelos oscuros con mucha materia orgánica, textura media y fertilidad media-alta (MAP 1979).

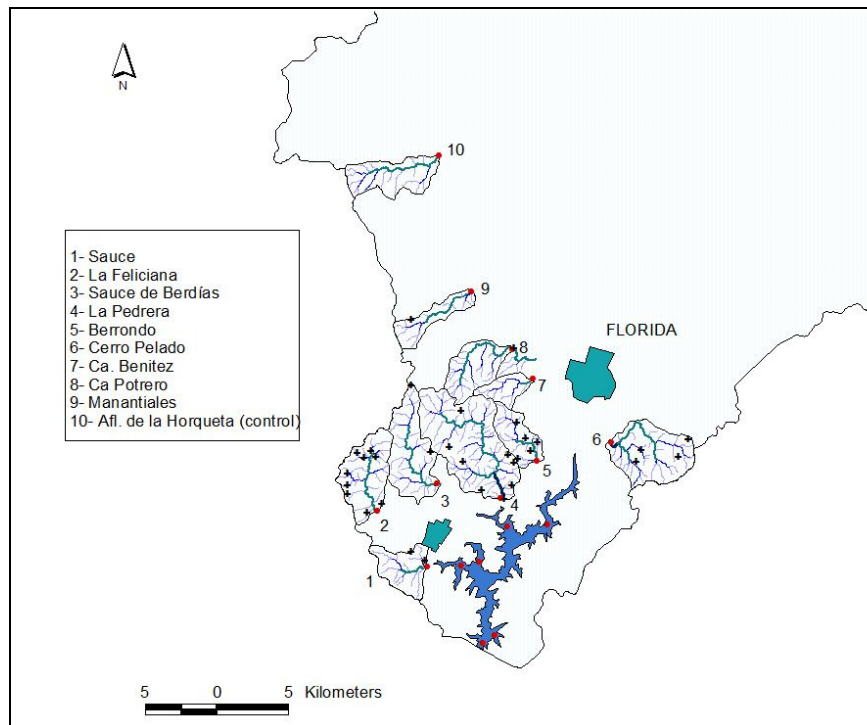


Figura 1: Área de estudio: cuencas con los tambo (cruces negras), arroyos y puntos de muestreo (puntos rojos) en las mismas y en el embalse. También se muestran las ciudades de Florida y 25 de Mayo (turquesa).

El embalse de Paso Severino se muestreó en seis estaciones (figura 1): 1) Cola, aguas arriba, 2) brazo La Pedrera, 3) brazo La Felician y 4) brazo Sauce, donde desembocan estos arroyos en el margen derecho, 5) brazo izquierdo, cerca de la presa y 6) Centro, frente a la misma.

Tabla 1. Número, nombre y variables morfológicas de las cuencas seleccionadas

CUENCA	Área (km <sup>2</sup> )	Perímetro (km)	Largo máx. (km)	Ancho (km)	Altitud máx. (m)	Altitud mín. (m)	Relieve (m)
1 Sauce	9,55	14,79	4,24	3,65	85	40	45
2 Felician	15,94	17,81	6,90	3,80	105	65	40
3 Sauce de Berdías	17,96	22,35	8,40	3,55	110	65	45
4 La Pedrera	34,23	27,90	9,85	5,58	110	40	70
5 Berrondo	8,77	13,50	5,15	2,30	90	50	40
6 Cerro Pelado	19,72	18,23	6,33	4,98	95	45	50
7 C <sup>a</sup> Benitez	5,37	10,98	4,26	2,37	100	55	45
8 C <sup>a</sup> Potrero	12,13	15,67	5,46	3,13	105	65	40
9 Manantiales	8,03	15,95	6,26	2,30	120	70	50
10 Control	13,20	18,55	6,70	2,70	175	70	105

## 5. METODOLOGÍA

A efectos de relevar los datos de producción y manejo de recursos y efluentes, se realizaron encuestas entre 2009 y 2011 en todos los predios incluidos total o parcialmente en las cuencas delimitadas. Mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) se delimitaron y describieron morfológicamente las cuencas seleccionadas, se elaboraron mapas temáticos con los puntos de muestreo, geología e hidrogeología, predios, habitantes, ganado y usos de suelo.

En 2011 se realizó una encuesta socio-productiva y ambiental a 33 productores lecheros a efectos de recabar sus datos sociales así como su visión sobre la importancia y estado de los arroyos con el objetivo de conocer sus relaciones sociales con el ambiente. Las preguntas se dividieron en: 1) ambiente, 2) datos sociodemográficos e identitarios, 3) producción y 4) el medio social.

Entre setiembre de 2009 y agosto de 2010 se realizaron doce muestreos mensuales de los diez arroyos seleccionados. Se agregó un muestreo extra en setiembre de 2010 en seis arroyos donde la serie de datos estaba incompleta. Los parámetros medidos *in situ* fueron temperatura, oxígeno disuelto (OD), conductividad y pH utilizando sensores de campo, y transparencia con un Disco de Secchi ( $\Theta=20$  cm). Se tomaron muestras de agua de superficie para determinar la concentración de sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica particulada (MOP), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y fosfato ( $\text{PO}_4$ ) según los métodos descritos en APHA (1995) y Arocena & Conde (1999).

Se realizó un análisis de agrupamiento de las estaciones según las variables físico-químicas. A partir de los resultados significativos dados por el test de Spearman ( $p < 0.05$ ) se analizaron las relaciones entre las variables físico-químicas, los usos de suelo y los indicadores de actividad lechera. Para ello se utilizaron los modelos lineales y no lineales que mejor explicaron el comportamiento de las variables. Se determinaron las cargas y los coeficientes de exportación de nutrientes y sólidos, con los que se realizó un nuevo análisis de agrupamiento.

La comunidad de macroinvertebrados fue muestreada estacionalmente: en primavera (octubre 2009), verano, otoño e invierno (enero, abril y julio 2010) y los organismos fueron contados e identificados al menor nivel taxonómico posible. Se analizó la abundancia, diversidad y equitatividad de Shannon & Weaver (1963) a través del programa Biodiversity Professional version 2.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para representar el ordenamiento de las cuencas según las variables biológicas (abundancia y riqueza), ambientales (OD, NT y PT), usos de suelo más relevantes (cultivo más suelo desnudo y matorral) e indicadores de actividad lechera (cantidad de reses lecheras, producción de leche y uso de agua de limpieza)

A efectos de completar la evaluación de la calidad ecológica de los cursos se efectuó una caracterización visual del sedimento y de la vegetación acuática.

Se realizaron muestreos de suelo en campo natural y praderas para análisis de P lábil por el método Bray 1. Asimismo, se realizaron dos muestreos de agua superficial en siete de las diez cuencas, analizándose la relación C/N y las relaciones isotópicas  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  y  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  en la MOP. Estos mismos índices se determinaron en muestras de suelo y de macrófitas acuáticas de cada cuenca. La comparación de la MOP del agua con la del suelo y la vegetación acuática permitió inferir el origen de la MOP del agua.

Se realizó también un muestreo de agua subterránea en diez pozos cercanos a las viviendas de un predio por cuenca. En estas muestras se determinó nitrato, amonio y coliformes fecales.

En el embalse de Paso Severino se muestreó el agua en octubre y de diciembre a marzo de los veranos 2009-2010 y 2010-2011 y en invierno (julio 2010). Los parámetros medidos *in situ* fueron los ya mencionados para los arroyos. Además se realizaron perfiles de irradiancia así como de temperatura y OD para determinar las condiciones de mezcla de la columna de agua. Se tomaron muestras de agua en superficie y fondo para las determinaciones ya mencionadas y clorofila *a*.

Para definir el estado trófico del embalse se utilizó el índice de estado trófico de la OCDE (1982) modificado (tabla 2). No incluimos la transparencia de Secchi porque posee un componente inorgánico importante que impide relacionarlo directamente con la biomasa de fitoplancton.

Tabla 2. Valores anuales para un sistema de clasificación trófica (modificado de OCDE 1982).

OCDE (1982)	Media Fósforo Total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Media Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Máximo Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Media Disco de Secchi (m)	Mínimo Disco de Secchi (m)
ULTRAOLIGOTRÓFICO	< 4	< 1	< 2.5	> 12	> 6
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 2.5	< 8	> 6	> 3
MESOTRÓFICO	10 - 35	2.5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
EUTRÓFICO	35 - 150	8 - 25	25 - 75	3 - 1.5	1.5 - 0.7
HIPEREUTRÓFICO	> 150	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7

Se muestrearon el fito y zooplancton en las estaciones y fechas mencionadas con botella muestreadora y red de arrastre (fitoplancton 25  $\mu\text{m}$  y zooplancton 68  $\mu\text{m}$ ). La abundancia estimada en células/ml fue el valor utilizado para calcular el biovolumen del fitoplancton (volumen celular \*abundancia). El cálculo del volumen celular se realizó asimilando a los organismos fitoplanctónicos con cuerpos geométricos simples o combinados. La biomasa del zooplancton se estimó como biovolumen. Para ello se obtuvo una medida de volumen (V) de cada organismo ajustada a una elipse de revolución cuyo diámetro mayor (D) corresponde a la mayor longitud entre dos puntos extremos y el diámetro menor (d) a la mayor perpendicular al diámetro mayor entre dos extremos opuestos mediante la expresión:

$$V = (d^2 \cdot D \cdot \pi) / 6$$

El índice de diversidad específica de Shannon & Weaver (1963) fue determinado mediante el programa Biodiversity Professional version 2.

En diciembre de 2010 se realizó una jornada de divulgación de resultados del primer año del proyecto hacia los productores. Previamente se confeccionó y distribuyó un folleto con el que se promocionó la jornada. La convocatoria fue extensiva a autoridades locales y nacionales, así como a organizaciones de productores y empresas vinculadas a la actividad lechera. Luego de las exposiciones se abrió un espacio para el debate.

Posteriormente, al finalizar el proyecto, se realizó otra jornada para discutir las mejores medidas de mitigación en abril de 2012. Previamente se elaboró y distribuyó un librito de difusión, informativo de los principales resultados y de algunas prácticas de manejo de la literatura, como base para la discusión.

## 6. RESULTADOS Y DISCUSION

### Información socio-productiva

Los usos del suelo fueron clasificados en 8 categorías (figura 2). El área de cultivo y el suelo desnudo (cosechado) sumados representaron entre 48 y 75% de la superficie de las cuencas 1-8, mientras las cuencas 9 y 10 tuvieron respectivamente solo 19 y 8% de su superficie con estos usos. La pradera tuvo su mayor representación en la cuenca 10 (58%) y 9 (27%), mientras que las demás tuvieron menos del 11%. El matorral es la categoría natural con más representación en todas las cuencas. La 9 registró un 20% y el resto menos del 10%. Los usos de suelo restantes (bosque, agua y forestación) tuvieron una representación menor del 1% en todas las cuencas.

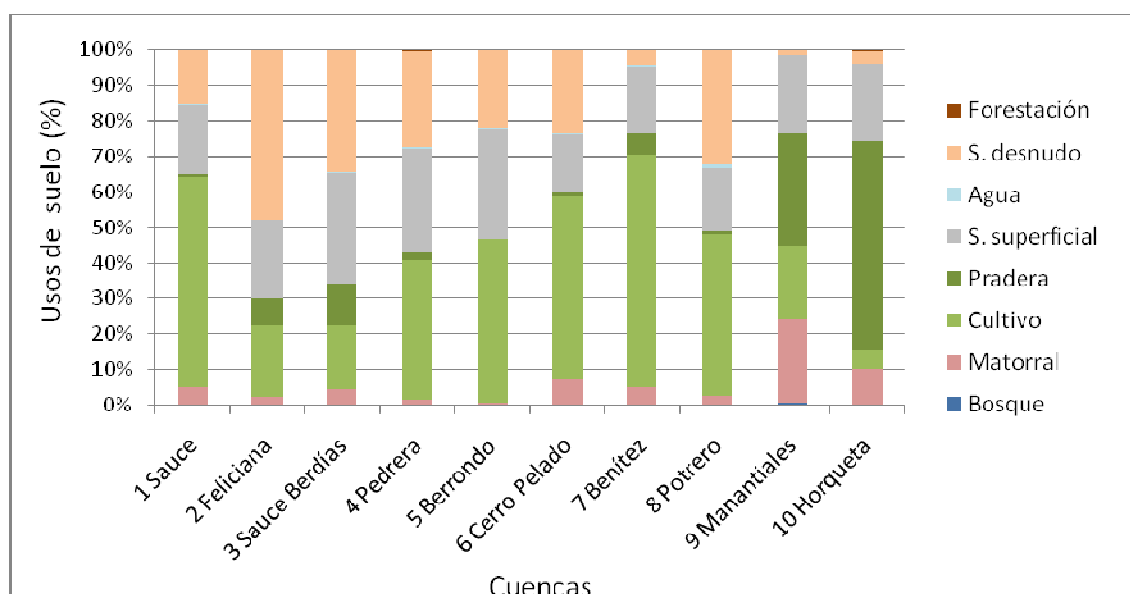


Figura 2. Usos del suelo en cada cuenca. S. superficial corresponde a suelo rocoso y S. desnudo a la imagen del suelo luego de la cosecha. Basado en Bartesaghi & Achkar 2008.

De los 97 predios relevados, 79 tenían actividad productiva incluyendo 42 tambos. Todas las cuencas salvo las 7 y 10 tenían actividad lechera. La ganadería fue la actividad principal en éstas y en la 9, pero se desarrollaba en todas las cuencas, al igual que la agricultura. Las cuencas 2, 5, 6 y 8 incluyeron también otros usos como el residencial, educativo, recreativo e industrial.

De los 42 predios lecheros, 31 vertían los efluentes del ordeño dentro de la cuenca (tabla 3). Considerando solo estos predios, cuyos efluentes afectarían directamente la calidad de los arroyos, la cuenca 4 presentó el mayor número de vacas de ordeño y gasto de agua, seguida de la 3 que sin embargo presentó la mayor producción lechera y menor gasto de agua que la 1. Los dos tambos de la 3 tenían tratamiento de efluentes contra solo tres de ocho tambos en la 4 y ninguno de la 1. La cuenca 1 fue la segunda en gasto de agua a pesar de ser la quinta en ganado en ordeño y producción de leche.

Los tres tambos más grandes (>430 reses), seis de los trece menores (<215 reses) y sólo uno de los catorce medianos trataban sus efluentes. Este último dato no coincide con JET-DINAMA (2010) donde se afirma que los tambos con más de 100 vacas por lo general cuentan con algún sistema de tratamiento de efluentes, aunque se reconocen dificultades en su operación y mantenimiento.



Tabla 3. Cantidad total de predios lecheros y de los que vierten sus efluentes en la cuenca correspondiente. Número de reses en los primeros y de vacas en ordeño, producción de leche, número de órganos ordeñadores, consumo de agua para limpieza y número de tambos que separan los sólidos y realizan tratamiento de los efluentes en los segundos.

CUENCA		Total de predios lecheros			Tambos que vierten en la cuenca						
		Cantidad	Superficie (ha)	Reses	Cantidad	Vacas en ordeño	Leche (L/día)	Órganos	Agua (L/día)	Separan sólidos	Con tratamiento
1	Sauce	6	1539	1160	2	320	5700	24	47000	1	0
2	La Felicianana	9	2158	1329	9	758	9000	45	21100	1	6
3	Sauce de Berdías	3	2308	2536	2	1110	23000	35	30000	1	2
4	La Pedrera	8	2243	2336	8	1208	18700	53	80000	3	3
5	Berrondo	6	414	410	4	250	3200	19	5000	2	2
6	Cerro Pelado	5	1354	1533	4	938	16500	44	16000	1	2
7	C <sup>a</sup> Benítez	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	C <sup>a</sup> Potrero	2	1108	720	1	150	3200	6	4000	0	0
9	Manantiales	2	243	80	1	80	800	6	1500	1	0
10	Control	1	78	305	0	0	0	0	0	0	0
	Totales	42	11445	10035	31	4814	80100	232	204600	10	15

Como era de esperar la cantidad de vacas lecheras se correlacionó con la producción de leche diaria ( $R^2 = 0,9352$ ) y el número de órganos ( $R^2 = 0,8659$ ) pero no tanto con el gasto de agua de limpieza ( $R^2 = 0,4748$ ). Este gasto por órgano de ordeño, litro de leche, y especialmente por vaca fue muy superior en la cuenca 1 (147 L por vaca) que en el resto (17 - 66 L por vaca). El uso del agua suele ser menos eficiente en los tambos chicos (DINAMA *et al.* 2008a). En las otras cuencas fue en general menor a los 30-100 L consignados por DINAMA *et al.* (2008a) y a los 50 L de Taverna y Charlón (1999). Sin embargo, no suele llevarse un registro exacto del gasto de agua en las distintas operaciones, el que se estima a partir del volumen del tanque de agua.

El gasto de agua es independiente del número de animales y del área que se lava (Wrigley 2000). Otros factores intervienen en esta relación, principalmente la forma en que se lavan las instalaciones. El raspado previo de los sólidos del piso consume menos de la mitad de agua que el lavado a presión o por inundación (DINAMA *et al.* 2008a).

En este estudio solo la tercera parte de los tambos separaba los sólidos del piso. Según PPR & Fundación Julio Ricaldoni (2008) la mayor parte de los tambos del país no separa manualmente los sólidos.

### Calidad del agua de los arroyos

A excepción del máximo registrado de  $1.00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en el arroyo 1, durante la crecida de noviembre de 2009, los caudales fueron siempre menores a  $0.47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Los mayores promedios anuales (tabla 4) se registraron en los arroyos 2, 4 y 6 ( $129\text{-}155 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ) y los menores en los 7 y 9 ( $19\text{-}30 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ). Estos arroyos son los que tienen mayores y menores cuencas de drenaje respectivamente.

Las diferencias de temperatura del agua entre arroyos obedecieron principalmente a las horas en que fueron muestreados y en menor medida a la sombra del dosel vegetal presente en algunos cursos. El oxígeno disuelto estuvo por debajo del estándar nacional para aguas no urbanas ( $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) en algunos meses cálidos en los arroyos 1, 2, 5, 6 y principalmente 8. Éste presentó los únicos dos registros menores a  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  durante los estiajes de octubre y diciembre. El promedio anual de oxígeno disuelto fue mayor en los arroyos 9, 10 y 7, con menor actividad lechera (tabla 4). Lo mismo sucedió con el pH (6.7-8.4), pero siempre dentro de los estándares (6.5-8.5 para agua a potabilizar).

La conductividad eléctrica del agua y el pH mostraron el mismo patrón temporal opuesto al del caudal en todos los arroyos, indicando su dilución con agua de lluvia. Los valores menores se registraron en general en los arroyos 10, 9 y 7 con menor actividad lechera. Por el contrario, los valores mayores correspondieron a los arroyos 2, 1 y 5, ubicados en la zona de mayor actividad lechera (tabla 4).

Tabla 4. Media anual (y coeficiente de variación %) de las variables fisicoquímicas medidas *in situ*.

Cuenca	Caudal (L.s <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Conductividad (µS.cm <sup>-1</sup> )
1 Sauce	79 (105)	16,2 (33)	6,2 (35)	7,4 (5,9)	495 (45)
2 La Feliciano	165 (100)	16,6 (32)	5,3 (35)	7,4 (4,0)	461 (59)
3 Sauce de Berdías	89 (94)	18,0 (32)	7,5 (21)	7,5 (5,2)	341 (52)
4 La Pedrera	147 (69)	18,2 (31)	7,7 (25)	7,4 (3,8)	327 (45)
5 Berrondo	91 (132)	17,9 (33)	6,3 (29)	7,4 (2,8)	484 (45)
6 Cerro Pelado	129 (81)	18,4 (36)	6,7 (28)	7,5 (4,4)	399 (40)
7 C <sup>a</sup> Benítez	16 (79)	18,5 (34)	8,3 (19)	7,5 (3,9)	286 (50)
8 C <sup>a</sup> Potrero	66 (115)	18,8 (36)	4,1 (59)	7,4 (4,5)	368 (52)
9 Manantiales	30 (76)	20,0 (38)	8,5 (25)	7,5 (2,8)	348 (37)
10 Control	56 (116)	19,2 (42)	9,0 (17)	7,5 (3,9)	143 (46)

La transparencia del disco de Secchi también mostró el mismo comportamiento opuesto al del caudal, indicando un incremento de la turbidez por una mayor carga de sólidos suspendidos provenientes de la escorrentía aumentada durante las crecidas. En general los mayores valores de transparencia se registraron en el arroyo 10, y los menores en el 1.

Los sólidos suspendidos totales estuvieron siempre muy por debajo del estándar para agua potable (700 mg.L<sup>-1</sup>). Su contenido en materia orgánica varió entre 5 y 95 %. Ambos parámetros mostraron una variación temporal similar a la del caudal e inversa a la transparencia. Lo primero se debe a su origen en el arrastre del suelo por escorrentía superficial. Lo segundo indica que son la causa principal de la turbidez del agua.

En general cuanto menores fueron los sólidos, mayor su contenido de materia orgánica y viceversa, mostrando que la erosión del suelo actúa fundamentalmente sobre partículas inorgánicas. Los SST y la MOP también registraron los menores niveles en las cuencas 7, 9 y 10 (tabla 5).

La concentración de amonio fue mayor y más variable en el arroyo 8 y menor y menos variable en el 10 y en el 9 (tabla 5). En éstos se registraron los menores promedios de nitrato, mientras que el mayor fue en el 4. El NT, PT y PRS fueron muy variables en casi todos los arroyos, sin diferencias claras entre ellos, excepto en 10 y 9 donde también fueron menores y menos variables. El PRS varió de 58 a 82% del PT en las cuencas 7 y 4 respectivamente (tabla 5).

Mediante un análisis de agrupamiento según las variables físico-químicas se identificaron tres grupos de estaciones con 60% de disimilitud (figura 3). El primer grupo estuvo conformado por los arroyos 9 y 10, el segundo por los 5 y 7 y el tercero por los restantes. En general tanto el OD como el pH fueron mayores en los grupos 1 y 2, mientras que los sólidos suspendidos y los nutrientes presentaron las mayores concentraciones en el grupo 3, intermedias en el 2 y menores en el 1. Se encontraron diferencias significativas en el NT (ANOVA, F=23.82) y NO<sub>3</sub> (F=19.37) del grupo 1 con el 2 y 3, pero no entre éstos, así como con el PT (Kruskal-Wallis, H=6.98) y NH<sub>4</sub> (H=7.02) entre el grupo 1 y el 3.

Tabla 5. Promedio anual (coeficiente de variación) de sólidos suspendidos y materia orgánica particulada (SST, MOP), nitrato, amonio, nitrógeno y fósforo total (NT, PT) y P reactivo soluble (PRS).

CUENCA	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (μg.L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (μg.L <sup>-1</sup> )	NT (μg.L <sup>-1</sup> )	PT (μg.L <sup>-1</sup> )	PRS (μg.L <sup>-1</sup> )
1 Sauce	148,9 (191)	130,9 (213)	559 (131)	62 (115)	1246 (94)	570 (48)	438 (44)
2 La Felicianana	203,8 (255)	182,3 (272)	411 (51)	81 (127)	958 (51)	682 (40)	451 (40)
3 Sauce de Berdías	133,9 (212)	117 (239)	314 (56)	34 (120)	926 (81)	551 (36)	368 (62)
4 La Pedrera	69,2 (196)	57,2 (235)	641 (57)	55 (149)	1224 (49)	567 (49)	448 (40)
5 Berrondo	65,2 (223)	55,7 (256)	249 (58)	33 (228)	838 (110)	447 (42)	330 (52)
6 Cerro Pelado	100,9 (276)	97,9 (282)	544 (68)	38 (77)	1070 (41)	578 (41)	440 (36)
7 C <sup>a</sup> Benítez	59,2 (194)	51,9 (219)	277 (78)	24 (131)	619 (75)	380 (82)	190 (89)
8 C <sup>a</sup> Potrero	207,5 (286)	201,4 (299)	431 (85)	190 (146)	1383 (81)	797 (61)	402 (65)
9 Manantiales	59,2 (234)	52,9 (270)	68 (91)	19 (144)	356 (128)	105 (79)	49 (84)
10 Control	55,7 (257)	55,3 (269)	31 (125)	11 (133)	270 (114)	50 (94)	21 (72)

Se encontraron correlaciones positivas (Spearman  $p < 0.05$ ) de a) temperatura con OD y pH, b) SST con MOP y NO<sub>3</sub>, c) NO<sub>3</sub> con NH<sub>4</sub> y NT, d) PRS con PT y e) NT con PRS y PT. La primera indica la incidencia de la variación horaria y mensual de la radiación solar tanto en la temperatura del agua como en la producción fotosintética de oxígeno con la consiguiente elevación del pH. La segunda refleja un contenido orgánico casi constante en los sólidos suspendidos y el mismo origen del NO<sub>3</sub> por escorrentía de los suelos. Esto coincide con la correlación encontrada entre el NO<sub>3</sub> y el caudal en el río Santa Lucía (JET-DINAMA 2010). La tercera muestra el origen común de las distintas formas de nitrógeno. La cuarta se debe a que la mayor parte del PT está en forma reactiva soluble, y la última a que posiblemente tenga el mismo origen que el NT.

Se obtuvieron correlaciones negativas del OD con la conductividad, NH<sub>4</sub>, NT, PRS y PT, mostrando la vinculación entre calidad de agua y eutrofización, y del pH con SST, MOP y caudal. Esta se debió al menor pH del agua de lluvia que incrementó el caudal a la vez que arrastró partículas sólidas del suelo.

La carga de nutrientes y sólidos (concentración por caudal) se transporta corriente abajo hasta el embalse Paso Severino, donde repercute en sus características físicoquímicas y bióticas limitando sus usos. Al igual que los coeficientes de exportación (carga/área de la cuenca) tomaron los valores menores en las cuencas 7, 9 y 10 y los mayores en las 1 y 2 (5 para el NT) (tabla 6).

Tabla 6. Cargas y coeficientes de exportación de fósforo total y reactivo soluble (PT, PRS), nitrógeno total (NT), nitrato y sólidos suspendidos totales (SST).

Cuenca	Cargas					Coeficientes de exportación				
	PT	PRS	NT	NO <sub>3</sub>	SST	PT	PRS	NT	NO <sub>3</sub>	SST
	(kg/día)					(mg/m <sup>2</sup> .año)				
1 Sauce	13,1	8,1	41,2	23,5	1445,9	501,9	310,6	1573,5	899,5	55,287
2 Felicianana	12,2	7,5	16,1	6,7	1781,9	279,7	172,6	369,6	153,4	40,805
3 Sauce Berdías	5,2	3,8	9,5	2,9	588,2	106,5	78,1	192,5	58,5	11,953
4 Pedrera	7,0	5,7	15,3	7,2	488,1	75,1	61,0	163,4	76,4	5,206
5 Berrondo	4,8	3,8	9,8	2,2	419,9	199,3	156,8	406,3	91,0	17,476
6 Cerro Pelado	7,8	5,7	10,7	5,9	665,9	143,7	106,2	198,2	110,0	12,322
7 Benítez	0,7	0,3	1,0	0,6	51,1	50,2	18,5	70,8	40,6	3,472
8 Potrero	5,4	3,6	7,7	2,5	368,9	163,3	107,3	231,5	76,2	11,101
9 Manantiales	0,3	0,2	1,1	0,2	91,9	15,7	8,5	49,8	7,4	4,178
10 Control	0,3	0,1	1,7	0,1	161,9	9,6	3,9	45,9	4,0	4,478

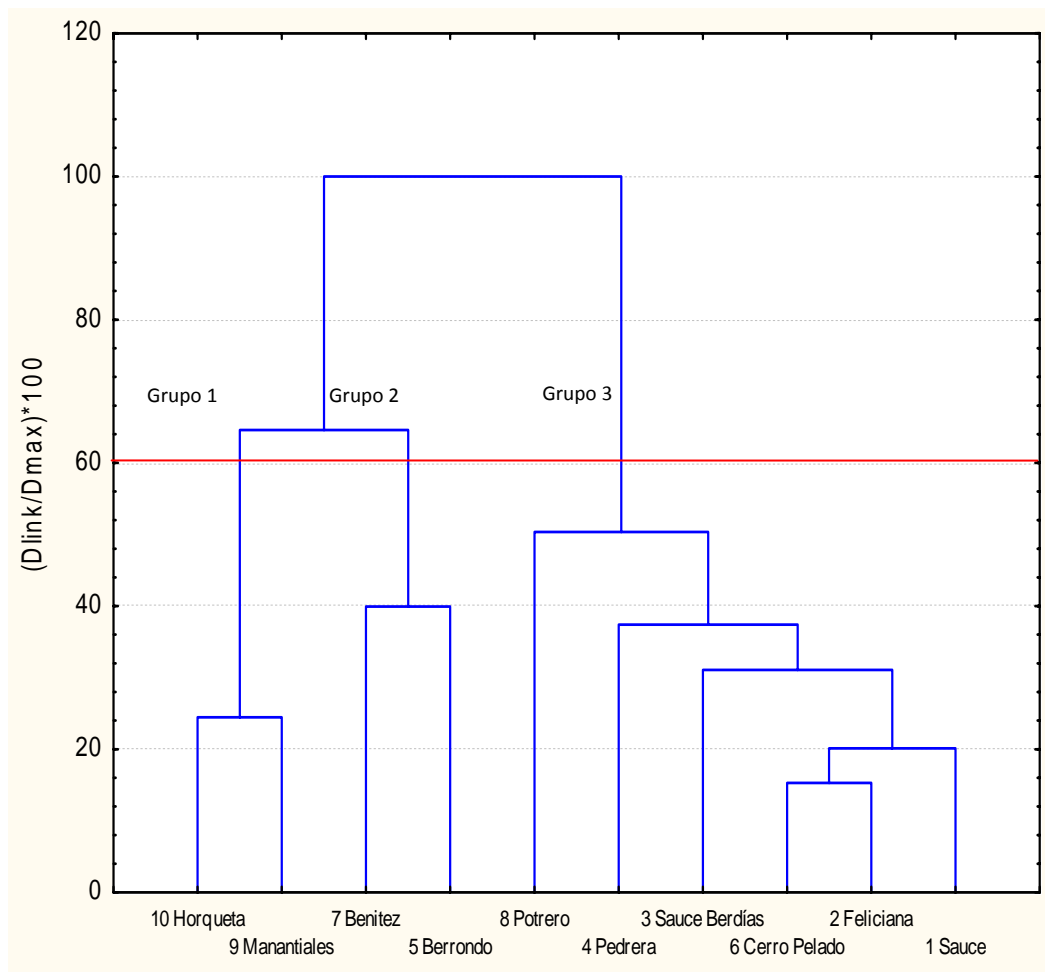


Figura 3. Agrupamiento de las cuencas según los parámetros físico-químicos de sus arroyos.

El número de órganos de ordeño por cuenca se correlacionó con todos los nutrientes en los arroyos. Los modelos de regresión que mejor representaron su efecto fueron el exponencial para el PT ( $r=0.90$ ,  $S=105.6$ ) y el PRS ( $r=0.93$ ,  $S=66.6$ ), el lineal para el  $\text{NO}_3$  ( $r=0.87$ ,  $S=89.3$ ) y la función racional para el  $\text{NH}_4$  ( $r=0.88$ ,  $S=11.8$ ), registrando las mayores concentraciones con un número de órganos intermedio.

El uso de agua de limpieza se correlacionó con SST,  $\text{NO}_3$  y NT. El agua de limpieza es indicadora del volumen de los efluentes y su mejor relación con el NT se representó mediante el modelo MMF ( $r=0.87$ ,  $S=254.3$ ) y con el  $\text{NO}_3$  mediante el cuadrático ( $r=0.84$ ,  $S=104.7$ ).

Se obtuvieron correlaciones positivas entre cobertura de bosque natural y OD, de matorral y pH, y de cultivo más suelo desnudo con todos los nutrientes. El modelo que mejor explicó estas últimas relaciones fue el MMF para el NT ( $r=0.93$ ,  $S=70.6$ ), el  $\text{NO}_3$  ( $r=0.93$ ,  $S=72.7$ ) y el PRS ( $r=0.96$ ,  $S=55.7$ ).

### Macroinvertebrados de los arroyos

Los 23.731 macroinvertebrados registrados pertenecieron a al menos 183 géneros. Dominaron a) crustáceos de la clase Malacostraca (33%) principalmente el anfípodo *Hyalella* (92%), y b) insectos del orden Ephemeroptera (25%) principalmente Caenidae (73%). Ambos son frecuentes en los ecosistemas fluviales del Uruguay y la región

(Arocena, *et al*, 2008), se alimentan de algas, especialmente diatomeas y detritus (Poretti, 2003) y toleran la contaminación orgánica.

En el verano los Malacostraca (21%) fueron desplazados del primer lugar por los Díptera (23 %) de la familia Chironomidae (97%). Además *Hyalella* disminuyó su representación al 73% de aquéllos y *Aegla* la aumentó al 27%. La familia Glossiphonidae (Hirudinea) fue la tercera más abundante (21%) y después Ephemeroptera (14%).

En dicho muestreo también se registró el mínimo promedio de abundancia. Estos resultados podrían deberse a los mayores caudales registrados en ese período. Es posible que los organismos más vulnerables a la corriente, como anfípodos y caenidos, hayan sido arrastrados corriente abajo, mientras que los rápidos *Aegla* y los quironómidos endopélicos se beneficiaran o no fueran tan afectados.

La composición fue similar entre cuencas para los grupos más frecuentes. Sin embargo, varió la abundancia relativa y la dominancia de uno u otro taxón. El arroyo 6 se diferenció del resto por la presencia de gasterópodos, principalmente *Heleobia* en lugar de *Caenis* que fue abundante en todas las cuencas y casi inexistente en la 6.

En el arroyo 10 dominaron otros géneros de efemerópteros como *Travella* y *Apobaetis*. Su cuenca no tiene actividad lechera y tiene mayor superficie de pradera y matorrales que actúan como sumidero de nutrientes (Rahelizatoivo & Gillespie, 2004). En esta cuenca se registraron muchos géneros sensibles a la contaminación orgánica según el índice biótico de estado trófico TSI-BI (Chalar *et al*, 2010). Esto muestra que las condiciones de este curso son favorables para el desarrollo de la biota (Rosenberg & Resh, 1993).

Tabla 7. Índice biótico TSI-BI y clasificación trófica de las cuencas

Estaciones	TSI-BI	Clasificación
7 Benítez	6.1	Eutróficas
10 Control	6.9	
-----		
1 Sauce	5.7	Hipereutróficas
2 La Feliciana	5.6	
3 Sauce de Berdías	5.6	
4 La Pedrera	5.8	
5 Berrondo	5.3	
6 Cerro Pelado	5.9	
8 Potrero	5.5	
9 Manantiales	5.8	

El índice biótico TSI-BI es una valiosa herramienta ya que fue diseñado para la cuenca del río Santa Lucía, que incluye a las cuencas del presente estudio. Mediante su aplicación, los arroyos 7 y 10 -sin uso lechero- se clasificaron como eutróficos y el resto como hipereutróficos (tabla 7). Esto sugiere que todos los arroyos presentan poblaciones características de condiciones de alta concentración de materia orgánica y nutrientes, seguramente provenientes de las actividades en la cuenca.

#### Análisis de componentes principales

Los dos primeros factores del ACP explicaron el 60 y 26% de la varianza. Hacia el extremo negativo del factor 1 se posicionaron las variables relacionadas con el uso intensivo de la tierra: NT, PT, cultivo y suelo desnudo, vacunos lecheros, producción de leche y uso del agua de limpieza (tabla 8, fig. 4) y hacia el extremo positivo las variables relacionadas con buena integridad ambiental: matorral y OD. La abundancia y la riqueza de macroinvertebrados se correlacionaron negativamente con el factor 2.

Tabla 8. Correlación de las variables del ACP con los dos primeros factores.

Variable	Factor 1	Factor 2
Abundancia (ind.muestreo <sup>-1</sup> )	-0.57	-0.77
Riqueza	-0.31	-0.86
Oxígeno (mg.L <sup>-1</sup> )	0.69	-0.34
NT (µg.L <sup>-1</sup> )	-0.91	0.33
PT (µg.L <sup>-1</sup> )	-0.87	0.45
Cultivo y suelo desnudo (%)	-0.77	0.58
Matorral (%)	0.63	-0.40
Ganado Lechero	-0.92	-0.33
Leche (L.día <sup>-1</sup> )	-0.92	-0.32
Agua de limpieza (L.día <sup>-1</sup> )	-0.93	-0.35

Al integrar variables fisicoquímicas y bióticas, usos de suelo y actividad lechera, las cuencas 7, 9 y 10 se separaron del resto (fig. 5) debido principalmente a mayores concentraciones de OD en los arroyos y mayor proporción de matorrales, confirmando lo mostrado por las distintas variables individualmente. Por un lado, la cuenca 10 se apartó por tener mejores condiciones ambientales, usos de suelo más naturales, menor descarga de nutrientes, mejores valores de OD con menor variación en el año y mayor riqueza de poblaciones, muchas exclusivas de la cuenca. Muy similar a ésta resultó la cuenca 9 ya que tiene mucha pradera y matorrales y poca actividad lechera. La 7 se separó también por la baja abundancia de invertebrados.

El resto de las cuencas presentó mayor actividad lechera y signos de degradación dados por la mayor concentración de nutrientes y mayor superficie de cultivos y suelo desnudo en sus cuencas. Además de los aportes de los efluentes lecheros, se genera exportación de sólidos, materia orgánica y nutrientes por la actividad agrícola.

Las más afectadas en cuanto a baja diversidad y alta abundancia de pocas poblaciones adaptados a la contaminación orgánica fueron las cuencas 1, 2, 6 y 5. Las cuencas 2 y 5 desarrollaron una comunidad adaptada a condiciones variables de nutrientes y OD y actividad lechera intensa con cultivos y poca superficie natural. El impacto de la actividad lechera pareciera ser algo menor en las cuencas 3 y 4, debido en la primera al tratamiento de efluentes y en la segunda a que esta actividad es menor en relación a su superficie. Esto resultó en menor exportación de sólidos, materia orgánica, nutrientes y mayor concentración de OD en ambas.

La cuenca 8 a pesar de tener alta diversidad, fue la más afectada por la actividad antrópica al tener mayor concentración de nutrientes y sólidos, bajo nivel de OD y alta proporción de cultivo y suelo desnudo. Sus poblaciones estarían adaptadas a tales condiciones.

La intensificación agrícola produjo una merma de la biodiversidad (Andrews *et al.* 2007), aunque estudios a pequeña escala muestran resultados contradictorios. Wagenhoff *et al.* (2012) demostraron que la adición de sedimento y nutrientes subsidiaba a algunos taxa tolerantes y a la densidad total de macroinvertebrados, pero afectaba a la riqueza total y a la densidad y riqueza de otros taxa más sensibles.

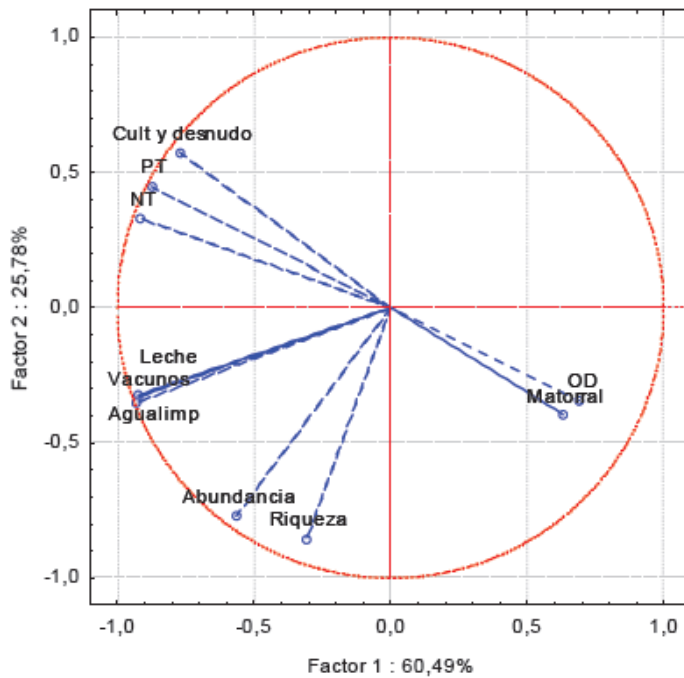


Figura 4: Relación de las variables con los dos primeros ejes del análisis de componentes principales. OD: oxígeno disuelto; NT: Nitrógeno total; PT: Fósforo total; Cult: cultivo; Agualimp: agua de limpieza.

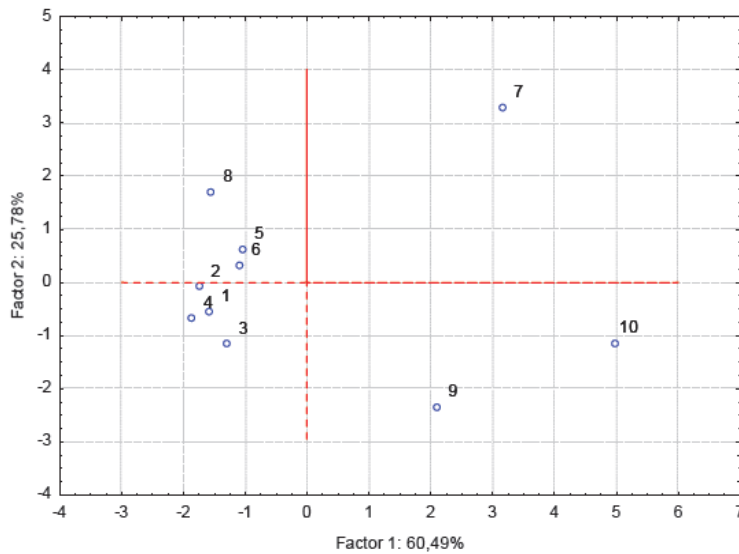


Figura 5: Análisis de componentes principales, ordenamiento de las cuencas 1-10

### Sedimentos, macrófitas y zona riparia de los arroyos

El sedimento presentó un amplia variedad de tamaños de grano, de arcilla a grava, pero las clases más frecuentes fueron arena y limo (tabla 9). Un único relevamiento de macrófitas acuáticas resultó en la determinación de 10 especies en total, con una riqueza de entre 3 y 5 especies por arroyo, excepto en las cañadas 5, 7, 8 y 10, carentes de plantas (tabla 9). Estas no proliferan en el fondo arcilloso de la 5 ni en el rocoso de la 10. Su ausencia en la 8 puede deberse a la mala calidad del agua. En la 7 un bosque domina la zona riparia y su sombra sobre el curso sumada al fondo arenoso, limitan a

las macrófitas. También en la 6 hay presencia importante de árboles, pero sólo en los márgenes del arroyo.

Tabla 9. Tipo de sedimento dominante y géneros de macrófitas presentes en los arroyos.

	Roca	Piedra	Grava	Arena	Limó	Arcilla	Azólla	<i>Lemna</i>	<i>Echinodorus</i>	<i>Polygonum</i>	<i>Hydrocotyle</i>	<i>Pontederia</i>	<i>Ludwigia</i>	<i>Typha</i>	<i>Potamogeton</i>	<i>Egeria</i>
1 Sauce			X	X	X		+	+	+	+						
2 La Felicianá						X	+	+				+		+		
3 Sauce de Berdías				X	X		+	+					+			
4 La Pedrera	X			X			+					+	+		+	
5 Berrondo						X										
6 Cerro Pelado		X			X	X		+	+			+	+			+
7 Benítez			X	X												
8 Potrero					X											
9 Manantiales				X	X		+	+				+	+	+		
10 Control	X		X	X	X	X										

### Calidad del agua subterránea

Los valores de amonio del agua subterránea resultaron indetectables y los coliformes fecales por debajo del estándar de 1000 unidades formadoras de colonias (UFC) por cada 100 mL de agua. Por el contrario, el nitrato excedió el estándar nacional e internacional de 10 mg N.L<sup>-1</sup> en siete de las diez cuencas (tabla 10), por encima del cual el agua no se considera potable.

Tabla 10. Nitrato, amonio y coliformes fecales (UFC: unidades formadoras de colonias) en pozos de agua. P-Bray 1 en suelo de campo natural (C Nat.) y pradera.

	Nitrato		Coliformes fecales (UFC.100 mL <sup>-1</sup> )	P-Bray 1 en suelo (mg N.L <sup>-1</sup> )	
	Amonio (mg N.L <sup>-1</sup> )			C Nat.	Pradera
1 Sauce	26	0	290	44	25
2 La Felicianá	9	0	30	10	47
3 Sauce de Berdías	14	0	90	14	36
4 La Pedrera	31	0	140	24	52
5 Berrondo	14	0	425		22
6 Cerro Pelado	13	0	0	17	44
7 Benítez	26	0	0	4	104
8 Potrero	11	0	220	3	11
9 Manantiales	0	0	515	4	8
10 Control	3	0	90	3	7

Datos de OSE de la cuenca del Santa Lucía indican que en 20% de los pozos el NO<sub>3</sub> superó los 10 mg N.L<sup>-1</sup> (JET-DINAMA 2010). Datos anteriores al 2000 (Piaggio *et al.* 2001) muestran que en más de la mitad de los tambos, se excedían los valores de coliformes totales y había presencia de fecales, y casi en la mitad se excedía el límite aceptable de NO<sub>3</sub>. Sin embargo, la calidad del agua de los pozos era controlada por apenas 50% de los establecimientos (Piaggio *et al.* 2001).



Perdomo *et al.* (2001) encontraron que el 24% de los pozos analizados tenía niveles de NO<sub>3</sub> no aceptables para consumo humano, y el 87 y 60% tenía coliformes totales y fecales respectivamente. Los altos valores de NO<sub>3</sub> sugieren una contaminación local, probablemente originada en los pozos negros y corrales de animales cercanos.

Las causas de esta contaminación se refieren fundamentalmente al manejo de los efluentes y al estado del pozo. En el caso de los nitratos también puede asociarse al uso de fertilizantes (Piaggio *et al.* 2001). También el fertirriego con los efluentes del tambo puede provocar contaminación del agua subterránea si no se toman las debidas precauciones (Hawke & Summers 2007). De los 37 establecimientos con planta de tratamiento evaluados por DINAMA *et al.* (2008b) el 78% vierte el efluente al terreno, donde se infiltra.

El mal manejo de los efluentes es uno de los procesos agropecuarios que provoca mayor deterioro ambiental, en particular de los cursos de agua (Dumontt 2000). González *et al.* (2007) no recomiendan irrigar pasturas con el efluente en invierno, mientras que en verano es posible hacerlo hasta 15 días antes del ingreso de los animales, aunque aconsejan analizar antes su condición sanitaria. Otras recomendaciones incluyen no aplicar cerca de los animales, en días ventosos, en pendientes fuertes, durante lluvias intensas o a menos de 20 m de cursos de agua (Dumontt & Bortolameollo 1998).

Otra fuente importante de contaminación difusa con nitrato, por su alta solubilidad, baja incorporación en los productos y alta tasa de reciclaje, son las pasturas (Andrews *et al.* 2007). También los parches de orina de los animales pastando aportan una alta concentración de N en un tiempo y espacio acotados (Dennis *et al.* 2011).

Los beneficios de la fertilización con nitrógeno tienen un alto costo ambiental debido a su pérdida desde los cultivos por vías no controlables. El ciclo del nitrógeno es complejo y aunque existen actualmente varias técnicas para reducir estas pérdidas, su adopción puede requerir de incentivos (Robertson & Vitousek 2009).

La fertilización con altos niveles de N inorgánico es especialmente ineficiente en sistemas lecheros intensivos donde poco más del 20% del N es incorporado al producto, y la mayor parte va a contaminar la atmósfera y el agua (Andrews *et al.* 2007).

### Niveles de fósforo lábil en los suelos

Los valores de P-Bray 1 (tabla 10) en los suelos de campo natural o restablecido estuvieron dentro del rango esperado (<6 mg.L<sup>-1</sup>) en los cuatro afluentes del Arroyo Pintado (7-10), pero lo excedieron en los otros seis arroyos. En estos últimos y en la cañada Benítez (7) el contenido de P-Bray 1 en las praderas evaluadas excedieron el valor de 20 mg.L<sup>-1</sup>, por encima del cual la probabilidad de respuesta al agregado de P disminuye aun para los cultivos más exigentes.

Generalmente la pérdida de P del suelo depende de su concentración en el mismo (Andrews *et al.* 2007). Por encima de 20 mg.L<sup>-1</sup> se incrementa el riesgo de que el P sea transportado hacia los cuerpos de agua provocando la contaminación de los mismos. Por lo tanto los niveles de P-Bray 1 de algunos suelos están cercanos o por encima de los niveles óptimos que permiten maximizar la productividad y minimizar el daño ambiental.

El uso de fertilizantes en Uruguay ha venido aumentando en las últimas décadas, aunque no existe suficiente información al respecto, debiéndose promover la generación de la misma (JET-DINAMA 2010). El ciclo global del fósforo es menos rápido que el del C o N y su lenta movilización lo hace comunmente el nutriente limitante de la producción primaria. Esta movilización global se habría triplicado por el año 2000

debido principalmente a los fertilizantes, comunmente la principal causa de eutrofización de las aguas (Smil 2000, Andrews *et al.* 2007). El incremento del fósforo debido a las actividades en la cuenca puede tener importantes consecuencias sobre los ecosistemas acuáticos (Dodds & Oakes 2004, Camargo & Alonso 2007, Dodds 2007, Miltner 2010).

### Origen de la MOP del agua superficial

Los niveles de  $\text{NO}_3$  en el agua superficial fueron muy bajos ( $<1 \text{ mg N.L}^{-1}$ ) por lo cual no tenía sentido práctico determinar su origen, además de las limitaciones analíticas para hacerlo. Los análisis isotópicos sugieren que la MOP del agua (y el N presente en la misma) tiene un probable origen en la MOP del suelo, la cual estaría llegando a los cursos hídricos debido a la erosión. Estos resultados indicarían que el laboreo conservacionista o cero laboreo que actualmente se realiza en estos sistemas lecheros no sería suficiente para evitar la erosión, debido probablemente al bajo nivel de residuo vegetal o rastrojo que se deja sobre el suelo.

Los altos niveles relativos de  $\text{NH}_4$  en el agua superficial sugieren un aporte adicional de N proveniente del estiércol, ya sea por aplicación directa de los animales o por descarga de efluentes. Cualquiera sea la fuente, resulta evidente que esta descarga se produce cerca del agua, sin tiempo para que este  $\text{NH}_4$  se nitrifique. Si el origen fueran los fertilizantes, gran parte del  $\text{NH}_4$  se habría nitrificado.

Si bien una fuente de contaminación fecal es la deposición directa por el ganado en cursos de agua donde tiene acceso (Collins *et al.* 2007), la mayor parte se da por escurrimiento superficial y flujo subterráneo durante las lluvias (Davies-Colley *et al.* 2008). Las lluvias pueden transportar altas cargas de contaminación fecal desde las zonas de ganadería hasta los cuerpos de agua. Es conocida la asociación entre altas concentraciones de microorganismos fecales y las crecidas que lavan las materias fecales de la superficie (Davies-Colley *et al.* 2008).

El acceso del ganado a los arroyos remueve los sedimentos, erosiona la orilla y aporta estiércol que aporta nutrientes y contaminación bacteriana, por lo que en muchos países se sugiere que se establezcan bebederos y se limite dicho acceso (Bastidas & Morales 2009). El pastoreo en la zona ribereña también suele alterar las características del canal y de los ensambles de peces e invertebrados. Raymond & Vondracek (2011) encontraron mejor calidad del habitat bajo pastoreo rotativo –que disminuye la afectación de la zona ribereña- comparado con el continuo.

### Percepción ambiental de los productores

Casi la mitad de los 33 productores entrevistados consideró bueno el estado del arroyo que pasaba por su predio y otra cuarta parte como aceptable, porque “el ganado podía beber de los arroyos” según respondió un cuarto de los entrevistados. Entre los síntomas de mala calidad del agua, la mayoría se refirió a su color (7) y olor (5) o a que el ganado no la bebía (5). Con tres menciones cada una siguieron: turbidez, agua estancada y presencia de peces muertos. Finalmente con solo una mención figuraron: presencia de basura, burbujas y abortos en el ganado. Ninguno de los productores hizo referencia al estado de las orillas ni de la vegetación ribereña.

De las 21 causas esgrimidas para la mala calidad del agua la mayoría fueron los efluentes lecheros (9) y el uso de agroquímicos (7), seguidas de la interrupción -natural o no- de la corriente (3). Una sola mención tuvieron el pisoteo por el ganado, el dragado y la quema de los pastos próximos a los arroyos, aunque no se mencionó el cultivo ni la

tala del monte en la zona ribereña. Tampoco se relacionó la erosión del suelo con la calidad del agua.

De 20 medidas mencionadas por los productores para evitar el deterioro de los arroyos, doce se refirieron al tratamiento o manejo cuidadoso de los efluentes. Otras al cuidado con los agroquímicos (2), ahorro de agua (2), construcción de tajamares, apoyo a los productores y legislar en la materia (1 c/u). En consonancia con las respuestas anteriores no hubieron referencias al manejo del ganado ni a la preservación de la zona ribereña.

### Aspectos sociales de los productores

Todos los tambos estaban a cargo de hombres salvo uno cogestionado por un matrimonio, y todos eran de nacionalidad uruguaya. La edad promedio fue de 54 años ( $\pm 15$  de desvío estándar). Un tercio de los productores tenía más de 60 años y manifestaban su intención de retirarse, y poco más de un cuarto eran menores de 45 años. La mitad de los productores hacía más de 35 años que vivían en la zona, la mayoría de ellos toda su vida, y solo un 9% tenía menos de 15 años en la zona.

Nos preguntamos si el hecho de ser propietario incidía en un mejor manejo de los recursos naturales y por ende en la calidad de agua de la microcuenca. El 55% de los productores eran propietarios, y muchos de ellos estaban en las microcuencas con peor calidad de agua. Por lo tanto el tipo de tenencia no incide necesariamente en que el productor maneje ambientalmente mejor los recursos y los efluentes. Esto es relevante, porque aunque no suceda en esta zona, aproximadamente la mitad de la tierra dedicada a lechería en el país es arrendada (Fossatti 2011).

El 67% de los encuestados residía en el predio o muy próximo al mismo, lo que tampoco parece ser un factor que implique mejores prácticas de manejo y gestión. El 61% de los productores tenían hogares formados por una pareja de adultos sin hijos a cargo. Casi dos tercios no tenían hijos trabajando en el tambo y otro tanto no tenía hijos que continuaran la actividad luego de su retiro.

En casi todos los casos se trató de pequeños y medianos productores familiares. El 79% tenía como fuente principal de ingreso las actividades del campo. La mayoría cursó únicamente primaria completa o incompleta (18 y 27% respectivamente). El 24% alcanzó un nivel de estudios secundarios incompletos. Un 21% cursó estudios terciarios completándolos en el 15% de los casos. No podemos establecer una correlación directa entre el nivel de instrucción y calidad del agua o prácticas de manejo de efluentes, pero sí con la eficiencia, ya que en las cuencas donde los productores alcanzaron mayores niveles de instrucción se produce mayor cantidad de leche por vaca u órgano de ordeño ( $R^2=0.4349$  y  $0.3829$  respectivamente).

El 48% de los productores hacía más de 35 años que se dedicaba a la actividad lechera y un 9% menos de 15. Por lo tanto la mayoría tenía muchos años de dedicación y acumulación de conocimientos y la mala calidad del agua no se debe a que sean novatos. Además, casi el 60% de los productores hacía más de 25 años que explotaba los tambos objeto de esta investigación. Tal vez la mala calidad del agua se deba a una prolongada explotación lechera en un mismo predio, sin los controles necesarios para mitigar los efectos de la actividad en el ambiente y en particular sobre los cursos del agua.

Se investigó la cantidad de generaciones que precedieron a los actuales titulares y los predios que tienen descendencia y continuidad, para conocer las posibilidades de un trabajo a futuro que mejore las prácticas de gestión y manejo. El 60% de los entrevistados eran la segunda generación de tamberos (tabla 11). Quizás para ellos las

prácticas aprendidas resulten más difíciles de modificar que para el 5% de productores que al ser la primera generación se encuentran formándose en la actividad.

El 64% de los establecimientos no tenía descendencia (tabla 11) y el tambo no tendría continuidad, al menos en la familia. Las dificultades de la actividad hacen que muchos productores no deseen que sus hijos continúen con la misma. Es menos probable que estos productores deseen aprender nuevas prácticas o realicen inversiones económicas para mejorar el tratamiento de efluentes. En general cuando son vendidos u arrendados lo son a un vecino que también posee tambo, o sea que el problema de la gestión y el manejo se traslada a otra familia, que por lo general mantiene las mismas prácticas de manejo.

Tabla 7: Número de predios con diferentes generaciones dedicadas a la lechería y con descendencia o no trabajando en el tambo.

CUENCA	generaciones dedicadas a la lechería				descendencia	
	Primera	Segunda	Tercera	Más de 3	SI	NO
Sauce	-	3	2	-	2	3
La Feliciano	2	5	-	-	2	5
Sauce de Berdías	-	2	1	-	1	2
La Pedrera	-	5	-	-	3	2
Berrondo	1	1	2	2	1	5
Cerro Pelado	-	3	-	-	-	3
Benítez	1	-	-	-	1	-
Potrero	1	-	-	-	1	-
Manantiales	-	-	-	1	-	1
Control	-	1	-	-	1	-
TOTAL	5	20	5	3	12	21

Un solo productor remitía a INDULACSA y dos a PARMALAT y el resto a CONAPROLE. Esta empresa posee un departamento de extensión y ayuda al productor, por el cual puede intervenir para que el productor mejore sus prácticas de manejo y gestión, porque de ese modo mejorará la productividad y la calidad de la leche.

El 72% de los establecimientos contaba con mano de obra permanente, la mayoría con menos de 5 empleados, 18% solo con mano de obra familiar y el 10% restante eran empresas unipersonales.

En la última parte de la encuesta se ha indagado sobre los vínculos del productor con organizaciones sociales, las que le permitirían conocer mejores prácticas de gestión y manejo, que serían mucho más difíciles de adquirir por sí solo. El 70% participa en más de una organización, en general la Sociedad de Productores de Leche de Florida y la Asociación Nacional de Productores de Leche. El 67% de los productores no participaba en ningún otro tipo de organización social o cultural y estaba bastante aislado en su faena. Dichas gremiales tienen por objetivo apoyar al productor en tareas administrativas, aspectos sanitarios, distribución de información, acceso a maquinaria y compra de insumos. Todas estas tareas buscan mejorar su calidad de vida, pero no directamente las prácticas de manejo, excepto a veces en relación a la gestión de efluentes.

Tommasino *et al.* (2010) también encontraron en cien establecimiento lecheros familiares de San José bajos niveles de formación; escasa participación en colectivos de apoyo; problemas para conservar los recursos suelo, agua y vegetación nativa; pero una alta expectativa de sucesión pese a las tendencias de envejecimiento.

## Embalse Paso Severino.

### Calidad del agua y estado trófico

Las condiciones físico-químicas del embalse durante el período analizado (tabla 8) se encuentran dentro de los rangos reportados para estos sistemas en Uruguay (Chalar *et al.* 1993, 2002, 2010b, 2012). La transparencia promedio del agua fue algo mayor en la estación Centro, cercana a la presa, y menor en el brazo La Pedrera donde fue mayor el promedio de extinción de la luz (Kd). La temperatura no mostró diferencias importantes entre meses, a no ser en julio cuando se registraron los menores valores ( $10 \pm 0.7$  °C). El oxígeno disuelto disminuyó en general en los meses más cálidos. La media del período fue  $7.0 \pm 2.0$  mg.L<sup>-1</sup>. La conductividad eléctrica promedio fue  $191 \pm 85$   $\mu$ S.cm<sup>-1</sup> y el pH presentó valores ligeramente alcalinos (media  $7.9 \pm 0.5$ ). Ninguno de estos parámetros mostró diferencias entre estaciones.

Tabla 8. Promedio  $\pm$  desvío estándar, (rango) de las variables físico-químicas. n: número de datos, DS: transparencia de disco de Secchi, Kd: coeficiente de extinción de la luz, SST: sólidos suspendidos totales, MOP materia orgánica particulada (%), PRS: fósforo reactivo soluble, PT: fósforo total y NT: nitrógeno total.

	n	Cola	brazo La Pedrera	brazo La Feliciana	brazo Sauce	brazo Izquierdo	Centro
DS (cm)	9	69 $\pm$ 28 (40-120)	51 $\pm$ 17 (30-80)	62 $\pm$ 14 (40-80)	70 $\pm$ 26 (30-120)	77 $\pm$ 32 (35-120)	84 $\pm$ 48 (40-180)
Kd (m <sup>-1</sup> )	8	3.0 $\pm$ 1.2 (1.4-4.6)	4.1 $\pm$ 1.3 (2.3-6.4)	2.8 $\pm$ 0.8 (1.8-3.9)	2.9 $\pm$ 0.8 (1.7-4.0)	2.6 $\pm$ 1.0 (1.3-3.7)	2.8 $\pm$ 1.1 (1.5-4.8)
Temperatura (°C)	11	22.2 $\pm$ 4.9 (9.4-26.9)	23.2 $\pm$ 5.6 (9.8-30.4)	23.0 $\pm$ 5.1 (9.8-28.4)	23.1 $\pm$ 5.2 (9.8-29.1)	23.1 $\pm$ 4.9 (10.4-28.0)	23.2 $\pm$ 4.6 (11.3-27.3)
Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	11	6.0 $\pm$ 2.0 (3.0-10.0)	6.8 $\pm$ 2.5 (2.2-10.3)	7.4 $\pm$ 1.5 (5.2-9.6)	7.9 $\pm$ 1.6 (5.8-11.7)	7.4 $\pm$ 1.8 (4.9-9.3)	7.3 $\pm$ 2.8 (3.2-12.9)
pH	11	7.9 $\pm$ 0.5 (7.1-8.4)	7.8 $\pm$ 0.5 (7.1-8.6)	7.9 $\pm$ 0.4 (7.4-8.5)	8.1 $\pm$ 0.4 (7.4-8.5)	7.9 $\pm$ 0.5 (6.9-8.6)	7.8 $\pm$ 0.6 (6.9-8.5)
Conductividad ( $\mu$ S cm <sup>-1</sup> )	11	198 $\pm$ 95 (78-330)	217 $\pm$ 69 (97-319)	184 $\pm$ 86 (96-295)	195 $\pm$ 88 (75-294)	169 $\pm$ 92 (68-287)	179 $\pm$ 92 (70-285)
SST (mg L <sup>-1</sup> )	11	17.8 $\pm$ 26.0 (5.1-96.0)	13.2 $\pm$ 8.0 (6.3-27.3)	17.3 $\pm$ 10.0 (6.7-38.5)	11.5 $\pm$ 7.0 (5.0-28.8)	12.4 $\pm$ 7.0 (5.2-24.8)	8.2 $\pm$ 5.0 (0.9-21.1)
MOP (%)	11	59 $\pm$ 26 (21-99)	58 $\pm$ 30 (25-100)	62 $\pm$ 27 (17-100)	65 $\pm$ 26 (10 -100)	54 $\pm$ 27 (12-85)	44 $\pm$ 31 (0-87)
PRS ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	248 $\pm$ 68 (143-348)	329 $\pm$ 70 (224-423)	333 $\pm$ 102 (201-549)	339 $\pm$ 75 (236-470)	275 $\pm$ 98 (115-413)	320 $\pm$ 108 (207-596)
PT ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	300 $\pm$ 78 (154-408)	384 $\pm$ 84 (283-506)	404 $\pm$ 117 (275-641)	401 $\pm$ 102 (254-607)	356 $\pm$ 119 (214-589)	434 $\pm$ 126 (273-641)
NH <sub>4</sub> ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	58 $\pm$ 49 (6-174)	46 $\pm$ 37 (1-127)	51 $\pm$ 36 (5-133)	53 $\pm$ 41 (2-141)	36 $\pm$ 26 (0.7-96)	40 $\pm$ 26 (2-81)
NO <sub>3</sub> ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	159 $\pm$ 95 (15-291)	199 $\pm$ 124 (43-432)	206 $\pm$ 179 (20-640)	222 $\pm$ 128 (8-456)	184 $\pm$ 81 (43-296)	205 $\pm$ 94 (52-324)
NT ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	501 $\pm$ 216 (116-932)	606 $\pm$ 269 (94-954)	732 $\pm$ 522 (190-1829)	715 $\pm$ 376 (145-1393)	552 $\pm$ 371 (50-1443)	555 $\pm$ 328 (153-1204)
Clorofila a ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	11	4.2 $\pm$ 5.4 (0.1-18.2)	2.4 $\pm$ 2.4 (0.5-8.0)	3.1 $\pm$ 3.5 (0.6-12.5)	2.3 $\pm$ 1.9 (0.8-6.6)	3.0 $\pm$ 2.6 (0.2-9.1)	2.8 $\pm$ 1.7 (0.5-5.5)

La concentración media de sólidos suspendidos durante el período fue mayor en la Cola y brazo La Feliciana y menor en el Centro. Su contenido de materia orgánica (promedio 57.4  $\pm$  27.4%) también fue menor en el Centro. El fósforo reactivo soluble representó en promedio 81% del fósforo total. Su alta concentración (promedio  $307 \pm 36$   $\mu$ g.L<sup>-1</sup>), indica una alta biodisponibilidad. Se registraron promedios más bajos de ambos parámetros en la Cola y

brazo izquierdo que en los otros brazos y Centro. Los máximos de nitrógeno total (promedio  $610 \pm 94 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) y nitrato (promedio  $196 \pm 22 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) se registraron en julio en el brazo La Feliciana. La concentración promedio de amonio fue relativamente bajo ( $47 \pm 8 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) y el máximo en marzo de 2011 en la Cola. La clorofila *a* se mantuvo baja (promedio  $3.0 \pm 0.7 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) con mínimos en los meses más fríos (julio y octubre de 2010).

Este embalse tiene concentraciones elevadas de nitrógeno y fósforo inorgánicos, indicando una alta biodisponibilidad de estos elementos. Las concentraciones de fósforo total y ortofosfato son superiores a la de los embalses Canelón Grande (Arocena *et al.* 2010), Salto Grande (Chalar *et al.* 1993, 2002) y Río Negro (Chalar *et al.* 2012). La concentración de nitrógeno total fue similar a la del embalse Canelón Grande, en cambio los valores de amonio registrados fueron notoriamente superiores (Arocena *et al.* 2010).

En base a la clasificación trófica de límites fijos propuestos por la OCDE (1982) o la probabilística de Salas y Martino (1990) y la concentración promedio de PT (tabla 2), el embalse de Paso Severino se clasifica como hipereutrófico. Todas las estaciones presentaron promedios muy superiores a los límites propuesto por la OCDE. La Cola del embalse fue la que registró los promedios más bajos y fueron el doble del límite propuesto. Por otro lado, los promedios y máximos de Clorofila *a* señalan al embalse como mesotrófico, aunque aplicado a cada estación hay algunas diferencias. La Cola y los brazos Izquierdo y La Feliciana serían mesotróficas, los brazos La Pedrera y Sauce oligotróficas y el Centro oligo-mesotrófica. Según las categorías tróficas de Salas y Martino (1990) el embalse se clasifica como hipereutrófico con una probabilidad de 92-97% según las estaciones.

## Fitoplancton

Se identificaron 131 especies pertenecientes a 8 clases. La mejor representada fue Chlorophyceae con 43 especies, le siguieron Euglenophyceae (27), Diatomophyceae (20), Cyanophyceae (22), Cryptophyceae (12), Synurophyceae (4), Dinophyceae (1) y Haptophyceae (1). Los géneros mejor representados fueron *Strombomonas* (Euglenophyceae) con 11 especies, *Trachelomonas* (Euglenophyceae) con 9 y *Scenedesmus* (Chlorophyceae) con 8. Los dos primeros fueron también los géneros que presentaron mayor número de especies en los embalses del Río Negro (Pérez 2002).

Las mayores abundancias ocurrieron en los meses cálidos tal como ocurre en los embalses del Río Negro (Chalar *et al.* 2012), Canelón Grande o anteriormente en el propio Paso Severino (Arocena *et al.* 2008). La estación que presentó mayor abundancia promedio fue brazo Sauce, casi el doble del Centro que a su vez duplica a las otras. Las estaciones con menor abundancia fueron el brazo La Feliciana y la Cola (fig. 6).

En diferentes estaciones de muestreo se registraron en enero y febrero de 2010 cianobacterias potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum circinalis* aunque en bajas concentraciones. *Microcystis aeruginosa* es productora de microcistinas (hepatotoxina) y *Dolichospermum circinalis* lo es de anatoxina *a* (neurotoxina). La presencia de estas especies no se volvió a repetir en ningún otro muestreo.

A diferencia de lo que ocurre en verano en los embalses de Salto Grande (Chalar 2009) o en los del Río Negro (González-Piana *et al.* 2010 y Chalar *et al.* 2012), no se registraron floraciones masivas de estas especies en Paso Severino. El embalse por lo tanto mantuvo la característica previamente reportada en el estudio de Arocena *et al.* (2008) de no promover floraciones de cianobacterias tóxicas.

Ocurrieron dos importantes floraciones de *Scenedesmus ovalternus* var. *graevenitzi* (Chlorophyceae) en octubre de 2009 en el brazo La Pedrera ( $2.6 \times 10^5 \text{ cel.mL}^{-1}$ ) y en Centro

en diciembre de 2009 ( $6.6 \times 10^4 \text{ cel.mL}^{-1}$ ), las cuales no se volvieron a producir en el período de estudio. Exceptuando estas floraciones la biomasa algal fue baja. El máximo promedio para todo el periodo de estudio ocurrió en Centro y la mínima en el brazo La Feliciano (fig. 6).

La información referente a *S. ovalternus* var *graevenitzii* es escasa y solo puede ser encontrada en estudios taxonómicos, listados de especies y sin referencias a las condiciones ambientales donde fue encontrada (Picelli-Vicentini 1985, Sant'Anna 1984, Moresco & Bueno 2007). En Uruguay si bien existen reportes de especies del género *Scenedesmus* para varios sistemas acuáticos (Perez 2002, Bonilla 1997) *S. ovalternus* var *graevenitzii* no ha sido reportada aun, por lo que la información referente a la especie en el país es inexistente.

Pese a que el embalse presentó características de eutrófico de acuerdo a la carga de nitrógeno y fósforo, la misma no promovió el desarrollo algal. La explicación estaría dada por la baja disponibilidad de luz que limita el crecimiento del fitoplancton de acuerdo a los valores altos de  $K_d$  obtenidos. Un indicio de ello es que cuando la transparencia fue alta, en el Centro en octubre-diciembre de 2009, sucedió a floración *Scenedesmus ovalternus* var. *graevenitzii*.

Los valores de diversidad fueron en general bajos e inferiores a otros sistemas como Salto Grande (Chalar 2009). La Cola presentó los valores más bajos (0.01–3.06; promedio 1.56) y el Centro (0.18–3.72; promedio 2.15) y el brazo La Pedrera (0.18–3.93; promedio 2.34) los más altos.

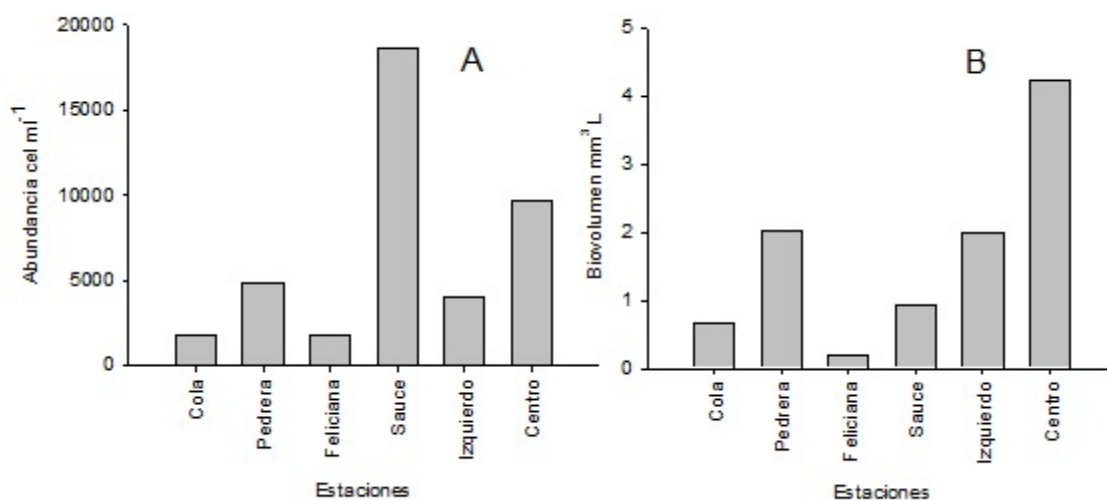


Fig. 6. A: abundancia promedio y B: biovolumen promedio de fitoplancton de todo el periodo de estudio.

## Zooplankton

Los rotíferos dominaron la comunidad de zooplankton en casi todas las estaciones de muestreo, representando en promedio 66% de los individuos. Le siguieron los copépodos (22%), cladóceros (8%) y moluscos (4%). De un total de 48 especies, 33 fueron de rotíferos seguidos por 10 de cladóceros, 4 de copépodos y un único molusco, la larva planctónica de *Limnoperna fortunei*, el “mejillón dorado.” Esta especie invasora ya reportada en los embalses del Rio Negro desde el año 1999 (Brugnoli *et al.* 2005) está presente en todas las estaciones en gran abundancia

El número de especies fue inferior al observado por Chalar *et al.* (1993) para el embalse de Salto Grande (87). Sin embargo está dentro de los rangos observados en embalses tropicales (Rocha *et al.* 1995). Algunos autores (Gannon & Stemberger 1978, Blancher 1984, Orcutt & Pace 1984, entre otros), sugieren que la dominancia de rotíferos podría estar indicando un estado eutrófico del sistema. Sin embargo, también se han encontrado abundancias importantes en sistemas oligo y mesotróficos (Matsumura-Tundisi & Tundisi 1976, Matsumura-Tundisi *et al.* 1989).

Las diversas especies identificadas corresponden a géneros limnéticos (*Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra* y *Filina*, *Diaphanosoma*, *Moina*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia* y *Bosmina*, *Notodiptomus*, *Tropocyclops* y *Acanthocyclops*), géneros representados por especies libres o sésiles (*Conochilus*, *Collotheca* y *Lecane*) y géneros poco representados correspondientes a zonas litorales (*Alona* y *Camptocercus*).

El promedio de abundancia durante el período de estudio fue  $107 \pm 134 \text{ ind.L}^{-1}$ . Las mínimas se registraron en los meses más fríos ( $4 \text{ ind.L}^{-1}$  en julio; 9 en octubre de 2010) y las máximas en verano ( $349 \text{ ind.L}^{-1}$  en enero de 2010). La estación que presentó mayor abundancia promedio fue Centro con  $189 \text{ ind.L}^{-1}$ , mientras que la estación con menor abundancia fue la Cola ( $19 \text{ ind.L}^{-1}$ ) (fig 7). El máximo promedio de biovolumen también correspondió al Centro con  $11.5 \times 10^8 \mu\text{m}^3.\text{L}^{-1}$ , y la mínima fue  $2 \times 10^8 \mu\text{m}^3.\text{L}^{-1}$  en la Cola (fig 7). A pesar de que los rotíferos fueron el grupo dominante en abundancia principalmente durante el período estival, en términos de biomasa tanto los cladóceros como los copépodos dominaron durante todo el período de estudio. La abundancia fue en general más baja que en el embalse de Salto Grande (Chalar *et al.* 2002) y más alta que en los del río Negro (Chalar *et al.* 2012) y se encuentran dentro del rango encontrado en embalses meso-eutróficos (Ostojic 2000).

La diversidad específica osciló entre 0.52 en el brazo La Pedrera en octubre de 2010 y 4.19 en la Cola en julio. En general no se registraron diferencias importantes entre estaciones. El promedio de todo el período fue  $2.43 \pm 0.28$ . Los valores de diversidad específica se ubican según Paggi (1980) dentro de los normales para el zooplancton.

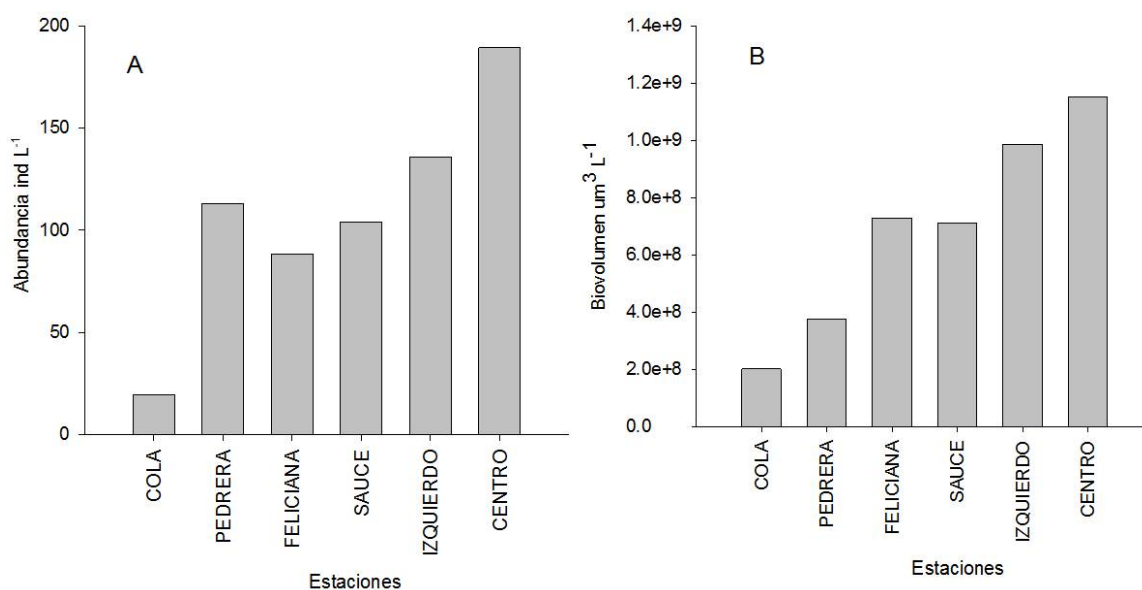


Fig. 7. A: abundancia promedio y B: biovolumen promedio del zooplancton para todo el periodo de estudio en las estaciones de muestreo del embalse Paso Severino.



## 7. CONCLUSIONES

### Calidad de agua de los arroyos

1. La calidad de agua y ambiental de los arroyos de la cuenca lechera de Paso Severino se encuentra seriamente comprometida por la actividad lechera, pero también por la ganadería y la agricultura. Todos los arroyos estudiados presentan problemas de calidad de agua y están físicamente alterados.
2. Al pertenecer a la misma ecoregión y compartir sus características naturales, las diferencias encontradas entre los arroyos responden a fenómenos a escala de cuenca, como la explotación de los recursos naturales y el uso del suelo. Este uso es mucho más intenso en las cuencas 1 a 8 que en las 9 y 10. La última junto con la 7 carecen de actividad lechera, la que en la 9 es muy reducida.
3. Según el índice de estado trófico TSI-BI basado en los invertebrados, los arroyos 7 y 10 son categorizados como eutróficos y el resto como hipereutróficos.
4. Algunos de los arroyos más caudalosos tienen problemas de calidad de agua (poco oxígeno el 2 y el 6, elevado nitrato el 4, alta conductividad el 2) a pesar de su alta dilución. Por el contrario, los arroyos de menor caudal (7, 9 y 10) son los de mejor calidad (abundante oxígeno y bajas conductividad, sólidos y materia orgánica suspendidos y nutrientes) y por lo tanto, los que aportan menor carga al embalse. Además estos arroyos están entre los más alejados del embalse.
5. En particular el 9 y 10 presentan mejor calidad, mientras que el 7 con el 5 una calidad intermedia. El arroyo 8 presenta valores críticos de oxígeno y los mayores valores de sólidos suspendidos, NH<sub>4</sub>, N y P totales.

### Causas del deterioro de los arroyos

6. Las correlaciones encontradas sugieren que el suelo es la fuente de la mayor parte de los sólidos y de las formas de N y P. Sin embargo, el número de órganos de ordeño y en menor medida el volumen de agua de limpieza usada en las cuencas también se correlacionaron con los niveles de nutrientes en los arroyos, sugiriendo que éstos se originan en la actividad lechera.
7. La actividad lechera implica tanto la generación de efluentes de tambo, como una agricultura y ganadería intensivas. De hecho, los desechos animales y los fertilizantes son la principales fuentes de contaminación ambiental en la cuenca del río Santa Lucía (JICA - MVOTMA 2010).
8. Aunque no se lleva un registro preciso del gasto de agua en los tambos, se observa que el mismo no depende solo del número de vacas en ordeño, sino que también inciden los métodos de lavado y el tratamiento de efluentes. Solo un tercio de los tambos realizan tratamiento de efluentes en el área de estudio.
9. El monte ribereño es prácticamente inexistente en todos los sitios muestreados, excepto en el arroyo 7, y reducido a la línea de la orilla en el 6.

### Bioindicadores del macrozoobentos

10. La comunidad de macroinvertebrados resultó ser una buena indicadora de la calidad ambiental de los arroyos. Los géneros más abundantes (*Hyalella* y *Caenis*) son comunes en la región y tolerantes a la contaminación orgánica. Ambos son arrastrados aguas abajo durante las grandes crecidas.
11. Los arroyos de las cuencas más afectadas por la actividad lechera sin tratamiento de efluentes y menor superficie de matorrales y pradera son los que presentan mayor concentración de nutrientes y menor diversidad de macroinvertebrados.

12. Por el contrario, los arroyos con más diversidad contienen numerosas especies sensibles a la contaminación y valores altos de oxígeno.

#### Integrando todas las variables (ACP)

13. Las variables relacionadas con el uso de la tierra (NT, PT, cultivos, ganado y producción lechera y agua de limpieza vs. oxígeno y superficie de matorral) son las que más explican (60%) las diferencias entre cuencas. En segundo lugar (26%) lo hacen las variables biológicas de la comunidad de invertebrados.
14. Al analizar todas estas variables integradas, nuevamente las cuencas 7, 9 y 10 reflejan su mejor calidad ambiental. Le siguen la 3 con tratamiento de efluentes en sus tambos y la 4 con un uso del suelo menos intensivo.
15. Los arroyos 1, 2, 5 y 6 se caracterizan por una baja diversidad y alta abundancia de especies tolerantes, en cuencas de uso intensivo del suelo y escaso o ningún tratamiento de efluentes en sus tambos.
16. El arroyo 8 es el más afectado pero tiene una alta diversidad de invertebrados. Se trata de numerosas especies tolerantes a la contaminación orgánica, por lo que no siempre este parámetro es un buen indicador de la calidad de agua y debe tomarse en conjunto con otros parámetros de distinta índole. En cambio, no presenta macrófitas acuáticas a pesar de no estar sombreado y de presentar un sedimento limoso, apropiado para su desarrollo, lo que sugiere limitaciones por la calidad del agua.

#### Suelo y agua subterránea

17. También el agua subterránea de consumo doméstico presenta problemas sanitarios, principalmente por exceso de nitrato. Este puede provenir de múltiples fuentes como pozos negros, corrales, animales en pastoreo, fertilizantes, abono.
18. Existe una sobre-fertilización generalizada con fósforo, el que puede contaminar los cursos de agua por erosión y escurrimiento superficial.
19. La MOP del agua provendría principalmente de la erosión del suelo. El laboreo conservacionista actual no sería suficiente para evitar la erosión, tal vez debido al poco residuo vegetal que se deja sobre el suelo tras la cosecha.
20. El abundante  $\text{NH}_4$  en el agua superficial provendría por infiltración del estiércol descargado cerca del agua, directamente de los animales o de los efluentes. También puede ser importante la descarga directa por el ganado en el agua, donde además afecta los sedimentos, orillas y zona ribereña.

#### La visión de los productores

21. Son minoría los productores que perciben problemas ambientales en los arroyos que corren por sus predios. Ninguno vincula la calidad ambiental (orillas, vegetación ribereña) con la calidad de agua como parte del estado del sistema.
22. Los productores no visualizan sus prácticas individuales como dañinas al ambiente, sino que serían otras las causas de los impactos. Aunque muestran preocupación por el problema no se identifican como parte del mismo. En particular, los efluentes lecheros y los agroquímicos son percibidos como las principales causas de la contaminación de los arroyos.
23. Los tiempos de residencia de los productores en la zona y de dedicación a la actividad lechera, la propiedad de los predios, la residencia en los mismos, el que éstos sean su principal fuente de ingresos, no son factores que incidan en el

cuidado de los recursos y sistemas naturales. Tampoco hay relación con el nivel de instrucción, el que en general es bajo.

24. La mayoría de los productores están en edad de retiro y sin descendencia que dé continuidad al tambo familiar.
25. No existen estímulos para cambiar las prácticas de manejo de sucesivas generaciones que no han tenido en cuenta los aspectos ambientales.

#### Perspectivas

26. Actualmente no parece posible que los productores realicen por sí solos un manejo diferente de los recursos y que mejore la calidad ambiental y del agua. Sin embargo, los jóvenes se interesan en aprender y manejan las nuevas tecnologías de la información, lo que les permitiría acceder a nuevos conocimientos.
27. Para modificar estas prácticas es necesaria una intervención estatal, ya que los productores están aislados de organizaciones sociales, excepto las productivas que carecen de programas ambientales adecuados (Moreira & Bianco 2005).
28. Los productores no propusieron mejores prácticas de manejo por iniciativa propia, pero tampoco se niegan a adoptar algunas ya conocidas, siempre que se los incentive u obligue a ello ya que alegan la falta de normas ambientales. Esto sería reflejo de políticas agroambientales escasas, fragmentarias y que en general no se cumplen y de una gran dispersión y superposición institucional en la materia (Moreira & Bianco 2005).
29. En el presente estudio los productores mostraron en general preocupación. Esta constatación sumada a que productores y técnicos no aplican las “buenas prácticas” a pesar de conocerlas, debe desplazar nuestras preguntas originales sobre “qué prácticas aplicar y cómo” hacia el “por qué no se aplican y qué se debe hacer al respecto.”
30. Un factor relevante de los problemas ambientales está en la educación. Tanto en la escasa formación de aquéllos que no pudieron recibirla, como en la falta de contenidos ambientales para quienes la recibieron, incluso en niveles superiores.

#### Embalse de Paso Severino

31. El embalse de Paso Severino se clasifica como hipereutrófico en toda su extensión. Los parámetros físico-químicos no difieren entre los distintos brazos, cola y cabecera. Las concentraciones de nitrógeno y fósforo inorgánicos indican una alta biodisponibilidad de estos elementos.
32. Sin embargo, debido a la baja disponibilidad de luz la biomasa algal fue baja, excepto en las ocasionales floraciones de clorofíceas localizadas en el Centro y en el brazo La Pedrera. Las máximas abundancias de fito- y zoo-plancton ocurrieron en verano. En esa estación del año se registraron cianobacterias potencialmente tóxicas pero poco abundantes.
33. La mayor abundancia promedio de fitoplancton, después del brazo Sauce, se registró en el Centro, mientras la Cola fue una de las estaciones con menor abundancia, reflejo de la distinta hidrodinámica de ambas zonas.
34. Lo mismo sucede con la abundancia promedio de zooplancton y su biomasa, dominada por cladóceros y copépodos. Los rotíferos dominaron en abundancia reflejando la eutrofización del sistema.
35. La diversidad de fitoplancton fue en general baja, algo mayor en el Centro. La del zooplancton fue la usual en estos sistemas y sin diferencias importantes entre sitios.

## 8. RECOMENDACIONES

### Generales

1. Se deben emprender acciones de distinta índole para preservar y recuperar la calidad ambiental de los arroyos y embalses con sus zonas ribereñas. Para ello es preciso regular algunas prácticas agropecuarias, en particular en la lechería. Tales regulaciones deben considerar el caudal del curso receptor de los efectos de tales actividades.
2. Una de las primeras acciones a implementar debe ser el control y monitoreo de la calidad de los cursos de agua, incluyendo el uso de indicadores biológicos.
3. En particular se debe atender la calidad de agua del embalse de Paso Severino y sus afluentes y tomar medidas para disminuir su alta carga de nutrientes y prevenir posibles floraciones de algas, especialmente las algas tóxicas.

### Agropecuarias

4. Se debe extender el tratamiento de efluentes a todos los tambos que afectan a los sistemas ambientales, evitando el vertido directo del crudo tanto a cursos de agua como al terreno (Vieytes 2010) donde se infiltra al agua subterránea.
5. El tratamiento de efluentes debe hacerse “a medida” para cada productor, considerando sus características propias (Vieytes 2010, PPR & Fundación Julio Ricaldoni 2008) y un posible crecimiento del tambo.
6. Se recomienda medir y registrar adecuadamente el volumen de agua utilizado en los tambos, así como adoptar las prácticas que tiendan a su ahorro.
7. También el cuidado del suelo, el uso de fertilizantes y el manejo de los animales deben ser objeto de prácticas adecuadas, así como la intervención en los arroyos y su zona ribereña. En particular se debe limitar el acceso del ganado a tales sistemas.
8. La aplicación de “buenas prácticas agrícolas,” de uso extendido en los países desarrollados (Booth *et al.* 2003), ya ha sido recomendada y detalladas por otros estudios, por ejemplo por Vieytes (2010):
  - a. arrear el rodeo a su paso normal,
  - b. retenerlo 5-10 minutos antes de su ingreso al corral de espera,
  - c. mojar los pisos antes de ingresar las vacas, evitando la adhesión del estiércol,
  - d. recolectar el estiércol sólido con palas antes del lavado con agua,
  - e. derivar el agua de lluvia hacia cunetas especiales para ello.
9. Wrigley (2000) detalla prácticas de manejo del tambo enmarcadas en planes prediales integrales que también procuran una mejor eficiencia de la empresa, mayores ganancias y mejor nivel de vida de los productores, aspecto también contemplado en las propuestas de Cayssials & Arias (2000a).
10. Actualmente, los Planes de Uso Nutricional son planes específicos y exhaustivos a nivel predial en los que se indican todas las medidas de manejo que se van a emplear, los indicadores que se van a utilizar para definir el tipo de manejo, los monitoreos de suelo y agua que se van a realizar y las bases de datos que se van a mantener disponibles para una posible inspección. Estos planes exigidos actualmente en los países desarrollados, podrían integrarse a los Planes de Uso del Suelo, que tienen como objetivo controlar la erosión.
11. La contaminación generalizada del agua subterránea cerca de casas y establos requiere primero evitar su consumo doméstico, luego depurar, reparar y sellar los pozos y finalmente evitar la infiltración de contaminantes regulando su

- aplicación. El tratamiento recomendado con hipoclorito solo remueve coliformes, pero no evita que el consumidor se exponga a contaminación con nitratos, con eventuales consecuencias serias para la salud humana y animal.
12. Se debe promover el análisis rutinario del suelo y la fertilización acorde a los resultados. Esto resulta particularmente acuciante en el caso del P, no solo por su relación directa con la calidad de aguas sino porque es frecuente encontrar predios con niveles elevados de P asimilable donde igualmente se aplican dosis elevadas de fertilización. El uso eficiente de nutrientes debería encararse como una política nacional, promoviendo la generación predial de Planes de Uso Nutricional.
  13. Para preservar la vegetación ribereña, las orillas y los canales hay que evitar el acceso de los animales mediante bebederos, pasos de ganado, cercos, etc. También hay que evitar el cultivo hasta las orillas y se deben mantener cinturones ribereños vegetados.
  14. Alternativa o complementariamente se ha propuesto el pastoreo rotativo como medida de evitar las alteraciones del ecosistema fluvial por parte del ganado (Raymond & Vondracek 2011)
  15. Se deben cumplir las disposiciones sobre aplicación de productos fitosanitarios.

#### Políticas

16. El Estado debe intervenir para que los productores modifiquen sus prácticas de manejo y gestión porque es deber del Estado velar por las generaciones futuras y mejorar o restituir la calidad del agua, recurso finito e imprescindible.
17. Si bien el problema de la educación es a largo plazo y sumamente complejo, como lo demuestran los diversos intentos por introducirle cambios, es preciso adoptar medidas consensuadas para que el sistema educativo incorpore y jerarquice la valoración de los sistemas ambientales entre sus objetivos.
18. A mediano plazo los programas de difusión – divulgación incorporan la educación ambiental informal mediante videos, charlas y manuales, de los cuales ya existen algunos (JICA-MVOTMA ¿2004?, IICA. 2007, PPR & Fundación Julio Ricaldoni 2008).
19. A corto plazo se debe desarrollar una política agroambiental integral que reúna, complete y difunda la normativa existente y la haga cumplir. Las acciones deben combinar algunas políticas de incentivo con otras coercitivas e incluir el apoyo a productores que cumplan las recomendaciones, el uso de indicadores, capacitación, etc. (Moreira & Bianco 2005).
20. Se deben coordinar las diversas instituciones con una definición clara de sus roles. La experiencia acumulada en múltiples planes y programas desarrollados deberá aprovecharse, abordando las dificultades de los mismos. Se deben involucrar las organizaciones sociales y productivas de productores y técnicos, así como juntar los saberes científicos de la academia con los empíricos de los productores, en contra de toda visión tecnocrática (Cayssials & Arias 2000a).
21. Su implementación debe ser complementada con campañas de difusión sobre el rol e importancia de los ecosistemas, su integridad, y las causas y consecuencias de su deterioro. Deben estar especialmente dirigidas a los productores más jóvenes y a los niños, más receptivos y concientes de la temática ambiental, y potenciales difusores de la misma.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- ACHKAR M, CAYSSIALS R, DOMÍNGUEZ A & PESCE F. 2004. Hacia un Uruguay Sustentable. Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas. REDES-AT. Programa Uruguay Sustentable. Montevideo: 64 p.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. Standard methods for the determination of water and wastewater. 19ª Ed.. Washington DC. USA.
- ANBUMOZHI V, RADHAKRISHNAN J & YAMAJI E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations Ecological Engineering 24: 517–523.
- ANDREWS M, SCHOLEFIELD D, ABBERTON MT, MCKENZIE BA, HODGE S & RAVEN JA. 2007. Use of white clover as an alternative to nitrogen fertiliser for dairy pastures in nitrate vulnerable zones in the UK: productivity, environmental impact and economic considerations. Annals of Applied Biology 151: 11-23.
- AROCENA R, CHALAR G, FABIÁN D, DE LEÓN L, BRUGNOLI E, SILVA M, RODÓ E, MACHADO I, PACHECO JP, CASTOGLIONI R & GABITO L. 2008. Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Informe final, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias. <http://limno.fcien.edu.uy/> [Consultado 21/10/11]
- AROCENA R. & CONDE D (Eds.). 1999. Métodos en Ecología de Aguas Continentales. Facultad de Ciencias, Montevideo.
- AROCENA R, CHALAR G, FABIÁN, DE LEÓN L & GONZÁLEZ-DEL PIANA, M. 2010. Informe final del convenio DINAMA-Fac de Ciencias (Sección Limnología). Estudio del estado trófico de los embalses Canelón Grande y Paso Severino durante el período comprendido entre diciembre 2006 -febrero 2010.
- BARTESAGHI L & ACHKAR M. 2008. Land Used Interpretation of Uruguay from Satellite images CBERS 2. Technical report. PDT Project 32-26. Montevideo: 5 p.
- BARTESAGHI L, CERONI M, DÍAZ I, FACCIO C & LENORMAND P. 2006. Estrategias para la Gestión Participativa en Cuencas Hidrográficas: Experiencia Piloto en la Cuenca del Río Santa Lucía Chico en el Departamento de Florida- Uruguay. Programa Uruguay Sustentable. REDES – AMIGOS DE LA TIERRA URUGUAY. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Facultad de Ciencias. UdelaR.
- BASTIDAS JE & MORALES S. 2009 Análisis del Recurso Hídrico en Hatos Lecheros del Municipio de Guachucal. Facultad de Ciencias Agropecuarias 7: 8-14.
- BEWSELL D, MONAGHAN RM & KAINE G. 2007. Adoption of Stream Fencing Among Dairy Farmers in Four New Zealand Catchments Environ. Manage 40: 201-209.
- BLANCHER CE. 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. Hydrobiología, 109: 251-263.
- BONILLA S. 1997. Composición y abundancia fitoplanctónica de tres embalses en cadena sobre el río Negro, Uruguay. Iheringia, Ser. Botanica 49: 47-61.
- BOOTH AM, CHAGEDORN, AK GRAVES, SC HAGEDORN & KH MENTZ. 2003. Sources of Fecal Pollution in Virginia's Blackwater River. Journal of Environmental Engineering 129: 547-553.
- BRUGNOLI E, CLEMENTE J, BOCCARDI L, BORTHAGARAY A & SCARABINO F. 2005. Update and prediction of golden mussel (*Limnoperna fortunei*): distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. Anais da Academia Brasileira de Ciencias 77: 1-10.

- CAMARGO JA & ALONSO A. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16: 98-110
- CASANOVA O, MELLO R & DURÁN A. 2001. Recuperación del agua utilizada en predio lechero mediante tratamiento del efluente. III Encuentro de las Aguas, Santiago de Chile.
- CAYSSIALS R & ARIAS W. 2000a. Aspectos Ambientales en el Manejo Sustentable de las Microcuencas. Seminario Internacional Medio Ambiente y Producción Lechera. MVOTMA-CONAPROLE-UDELAR-UTU.
- CAYSSIALS R & ARIAS W. 2000b. Sistemas de Tratamiento de efluentes de tambo en el Programa de Microcuenca Piloto. Seminario Internacional Medio Ambiente y Producción Lechera. MVOTMA-CONAPROLE-UDELAR-UTU.
- CHALAR G. 2009 The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologia* 39: 200-208.
- CHALAR G, AROCENA R, PACHECO JP & FABIÁN D. 2010a. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11: 362-369.
- CHALAR G, CLEMENTE J, PARADISO M, BRUGNOLI E Y DE LEÓN L. 2002. Dinámica de la eutrofización en el Embalse de Salto grande (Argentina–Uruguay). factores abióticos controladores de la biomasa fitoplanctónica. 2a. Reunión Internacional de Eutrofización de lagos y Embalses (CYTED) Montevideo. Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay.
- CHALAR G, DE LEÓN L, DE LEÓN R, FABIÁN D & GORGA J. 1993. Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Informe Final de la primera etapa. CTM-SG/Universidad de la República – Facultad de Ciencias - Sección Limnología. 30p.
- CHALAR G, FABIÁN D, GONZÁLEZ-DEL PIANA M & DELBENE L. 2010b. Limnología de los embalses del río Negro: Noviembre 2000 – Marzo 2009. Informe. Sección Limnología, Facultad de Ciencias. Montevideo: 63 p.
- CHALAR G., FABIÁN D., GONZÁLEZ-DEL PIANA M. & DELBENE L. 2012. Caracterización limnológica de los embalses del Río Negro durante el periodo setiembre 2009-junio 2011. Informe. Sección Limnología, Facultad de Ciencias. Montevideo.
- CHARLON V, CUATRIN A, TAVERNA MA & WALTER E. 2006. Evaluación el funcionamiento de un sistema de tratamiento de efluentes de instalaciones de ordeño. 1 Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua (Córdoba, Argentina).
- COLLINS, R., MCLEOD, M., HEDLEY, M., DONNISON, A., CLOSE, M., HANLY, J., HORNE, D., ROSS, C., DAVIES-COLLEY, R., BAGSHAW, C. & MATHEWS, L. 2007. Best Management Practices to mitigate faecal contamination by livestock of New Zealand waters. *New Zeal. J. Agric. Res* 50: 267–278.
- DAVIES-COLLEY R, LYDIARD E & NAGELS J. 2008. Stormflow-dominated loads of faecal pollution from an intensively dairy-farmed catchment. *Water Science & Technology*. 57: 1519-1523.
- DE LEÓN L & CHALAR G. 2003. Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica* 22: 103-113.
- DENNIS SJ, MOIR JL, CAMERON KC, DI HJ, HENNESSY D & RICHARDS KG. 2011. Urine patch distribution under dairy grazing at three stocking rates in Ireland. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 50: 149–160.

- DÍAZ-ROSSELLO R & DURÁN H. 2011. Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 15.
- DIEA. 2011. Estadísticas del Sector Lácteo 2010. Serie Trabajos Especiales 304, Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- DINAMA – CONAPROLE – IMFIA. 2008a. Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros. Diseño, operación y mantenimiento de sistemas de tratamiento de efluentes.
- DINAMA – CONAPROLE – IMFIA. 2008b. Evaluación de los Sistemas de Tratamiento de Tambos. Resumen del trabajo de Campo.
- DODDS W & OAKES R. 2004. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnology and Oceanography Methods* 2: 333–34.
- DODDS W. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 670-676.
- DUMONTT JC & BORTOLAMEOLLI G (Eds). 1998. Seminario Taller Planificación Predial Económica, Técnica y Ambiental de Purines. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro regional de Investigación Remehue. Osorno. Serie Remehue 78: 54 p.
- DUMONTT JC. 2000. Impacto ambiental de la Actividad Ganadera. *Revista Tierra Adentro* 32.
- FORBES EGA, FOY RH, MULHOLLAND MV & BRETTELL JL. 2011. Performance of a constructed wetland for treating farm-yard dirty water. *Water Science & Technology* 64.1: 22-30.
- FOSSATTI M. 2011. Lechería: Cambios recientes y perspectivas. Seminario Sustentabilidad ambiental de los sistemas lecheros en un contexto económico de cambios. La Estanzuela, INIA Serie Actividades de Difusión 663.
- GANNON JE & STEMBERGER R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Trants. am. microsc. Soc.* 97: 16-35.
- GONZÁLEZ PEREYRA AV, POL M, CATRACCHIA CG, FLORES M & HERRERO MA. 2007. Efecto del Riego con Efluentes sobre el Comportamiento en Pastoreo de Vacas Lecheras. *InVet* 9: 137-144.
- GONZÁLEZ-PIANA M, FABIAN D, DELBENE L & CHALAR G. 2010. Toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in three Rio Negro reservoirs, Uruguay. *HAN*, 43: 16-17.
- HAWKE RM & SUMMERS SA. 2007 Effects of land application of farm dairy effluent on soil properties: a literature review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 49: 307-320.
- HEFTING MM, CLEMENT JC, BIENKOWSKI P *et al.* 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering* 24: 465-482.
- HERRERO MA, GIL SB, SARDI GM, FLORES MC, CARB LI & ORLANDO AA. 2006. Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño, en tambos semiextensivos en Buenos Aires, Argentina. *InVet* 8: 23-30.
- IICA. 2007. Manual de evaluación de impacto ambiental de actividades rurales. IICA, EMBRAPA, MGAP, Proyecto Producción Responsable, RENARE.
- JET-DINAMA. 2010. Informe de situación sobre fuentes de contaminación difusa en la cuenca del río Santa Lucía.



- JICA-MVOTMA ¿2004? Manual Educativo. La protección de los Recursos Hídricos en la Cuenca del Río Santa Lucía. Proyecto sobre el control de la contaminación del agua y la gestión de la calidad del agua en la cuenca del río Santa Lucía: 45 p.
- JICA-MVOTMA. 2007. The project on capacity development for water quality management in Montevideo and Metropolitan Area. Final Report. Vol. 1: Summary.
- JICA-MVOTMA 2010. Proyecto sobre el control de la contaminación del agua y la gestión de la calidad del agua en la cuenca del río Santa Lucía. Informe de Avance 5.
- LA MANNA A, MIERES J, ACOSTA Y & TORRES I. 2004. Utilización de Efluentes en Tambos Resumen de Investigación. Actividades de Difusión INIA La Estanzuela 361: 35-44.
- LAGGER JR, PECHIN GH, MATA HT, LARREA AT, MEGLIA GE, CAIRNIE AG & OTROSKY RN. 2000. Evolución de la calidad de agua en establecimientos de la cuenca lechera de La Pampa. Ciencia Veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias UNLPampa
- LONGHURST RD, ROBERTS AHC & O'CONNOR MB. 2000. Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 43: 7-14.
- MAP (Ministerio de Agricultura y Pesca) 1979. Dirección de suelos y fertilizantes. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo I y Tomo III. Montevideo.
- MATSUMURA-TUNDISI T & TUNDISI JC. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. 1. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. Oecologia 25: 265-270.
- MATSUMURA-TUNDISI T, RIETZLER AC & TUNDISI JC. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S.Carlos, SP-Brazil) and its fluctuation across one year. Hidrobiología 179: 229-236.
- MILTNER R. 2010. A Method and Rationale for Deriving Nutrient Criteria for Small Rivers and Streams in Ohio. Environmental Management. 45: 842-855.
- MOREIRA A & BIANCO E. 2005. Inventario de políticas agroambientales en Uruguay. IICA / Agriculture and Agri-Food Canadá, Montevideo: 108 p.
- MORESCO C & BUENO N. 2007. Scenedesmaceae (Chlorophyceae - Chlorococcales) de um lago artificial urbano: Desmodesmus e Scenedesmus. Acta Scientiarum. Biological Sciences 29: 289-296.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'evaluation et de lutte. Paris.
- ORCUTT JD & PACE ML. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic monomictic lake with a note on rotifer sampling technique. Hydrobiologia, 119: 73-80.
- OSTOJIC A. 2000. Effect of eutrophication on changes in the composition of zooplankton in the Grošnica Reservoir (Serbia, Yugoslavia). Hydrobiologia 436:171-178.
- PAGGI JC. 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Parana medio, zooplankton de ambientes leníticos. Ecologia 4: 77-88.
- PERDOMO C, CASANOVA O & CIGANDA V. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. Agrociencia V: 10-22.
- PÉREZ M. del C. 2002. Fitoplancton del río Negro, Uruguay. Limnetica 2: 81-92.
- PIAGGIO J, NUÑEZ Á, GIL A, SIENRA R y GUARINO H. 2001. Calidad del agua en predios lecheros. Revista Plan Agropecuario 97.
- PICELLI-VICENTIM M. 1985. Chlorococcales planctônicas do Parque Regional do Iguaçu, Curitiba, Estado do Paraná. Revista Brasileira de Biología 47: 57-85.

- PORETTI T, CASSET MA & MOMO F. 2003. Composición química y dinámica de población de *Hyalella curvispina* en el arroyo Las Flores (cuenca del Río Luján). *Biología Acuática* 20: 45-48.
- PPR (Proyecto Producción Responsable, MGAP) & Fundación Julio Ricaldoni (Facultad de Ingeniería, UdelaR). 2008. Manual para el manejo de Efluentes de Tambo: 121 pp.
- RAHELIZATOVO NC & GILLESPIE JM. 2004. The Adoption of Best-Management Practices by Louisiana Dairy Producers. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 36: 229–240.
- RAYMOND KL & VONDRACEK B. 2011. Relationships among rotational and conventional grazing systems, stream channels, and macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 669: 105–117.
- ROBERTSON GP & VITOUSEK PM. 2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource. *Annual Review of Environment and Resources* 34 : 97-125.
- ROCHA O, SENDACZ S & MATSUMARA TUNDISI T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. *In* *Limnology in Brazil*. Tundisi, J. Bicudo, C., Matsumara-Tundisi, T. (Eds). Río de Janeiro: 151-16.
- ROSENBERG DM & RESH VH (eds) 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*: New York, Chapman and Hall: 488 p.
- SALAS HJ & MARTINO P. 1990. Metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización en lagos cálidos tropicales. CEPIS/HPE/OPS.
- SANT'ANNA C. 1984. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. *Bibliotheca Phycologica* 67: 1-348.
- SHANNON C & WEAVER W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana.
- SMIL V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25: 53-88.
- SOSA P. 2002. Situación del manejo de cuencas en Uruguay. Red latinoamericana de cooperación técnica en manejo de cuencas hidiográficas.
- TAVERNA M & CHARLÓN V. 1999. Manejo de efluentes en el tambo, Seminario Manejo Integral del Agua en Predios Lecheros: 99-104.
- TOMMASINO H, MARZAROLI J, GARCÍA R & GUTIÉRREZ R. 2010. Sustentabilidad en Predios Lecheros Familiares: Indicadores Ecológicos, Sociales, Productivos y Económicos. Jornada Técnica de Lechería, INIA La Estanzuela. Serie Actividades de Difusión 610: 97 p.
- VIDAL M. 2008. Producción lechera, situación y perspectivas. Anuario 2007 OPYPA, MGAP. <http://www.mgap.gub.uy/opypa/ANUARIOS/Anuario08/htm/index.htm>
- VIEYTES AL. 2010. El manejo de efluentes en el tambo, Seminario Taller. Instituto de investigación Agropecuaria.
- VINTEN AJA, SYMB G, AVDICB K *et al.* 2008. Faecal indicator pollution from a dairy farm in Ayrshire, Scotland: Source apportionment, risk assessment and potential of mitigation measures. *Water Research* 42: 997-1012.
- WAGENHOFF A, TOWNSEND CR & MATTHAEI CD. 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology* 49: 892-902.
- WRIGLEY R. 2000. La Agricultura Amiga del Medio Ambiente. Seminario Internacional Medio Ambiente y Producción Lechera. MVOTMA-CONAPROLE-UDELAR-UTU.