

CONSECUENCIAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL SOBRE UN SISTEMA ACUÁTICO PAMPEANO
(ARROYO LA CHOZA; BUENOS AIRES, ARGENTINA)

Basílico GO*(1); de Cabo L(1), Faggi A(1)

(1) MACN – CONICET. Av. Ángel Gallardo 470 (1405), Buenos Aires, Argentina.
Tel. 4982 6595 int. 217 - gabrielomarbasilico@hotmail.com

El objetivo del presente trabajo es caracterizar un ecosistema acuático pampeano, considerando los usos del suelo en su cuenca de drenaje y las tendencias de la precipitación acumulada y las temperaturas medias mensuales y anuales durante el período 1951-2010. Se midieron variables limnológicas en siete sitios de la cuenca del arroyo La Choza (Río Reconquista, Buenos Aires, Argentina). Las concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos totales en el arroyo resultaron elevadas y se vieron afectadas por el ingreso de efluentes industriales. Los resultados confirman la existencia de una tendencia creciente significativa en la temperatura media anual y una tendencia creciente no significativa en la precipitación acumulada anual. Un escenario futuro de disminución de los caudales en los sistemas acuáticos de la región pampeana resultaría en una disminución del efecto dilutorio y aumento de la frecuencia de eventos de anoxia entre otros, especialmente durante el verano. Los efectos se agravarían dadas las tendencias actuales de uso del suelo.

Introducción

En el contexto del Cambio Climático Global resulta de importancia la elaboración de pronósticos sobre atributos y características funcionales de los sistemas acuáticos en respuesta a los cambios de temperatura y precipitaciones, aún con la incertidumbre intrínseca asociada a las predicciones de todo modelo. Un enfoque integral de manejo de los cuerpos de agua debería considerar, entonces, no sólo variables de calidad de agua y usos del suelo sino también las tendencias de variables meteorológicas como temperatura y precipitaciones. Para el período 2020-2040 se espera una retracción de los caudales en los ríos de la Cuenca del Plata debido a que no habría nuevos cambios significativos en la precipitación, pero si un considerable calentamiento y por lo tanto un incremento de la evaporación, con una reducción del escurrimiento superficial (<http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>).

Particularmente, la región pampeana presenta diferentes niveles de riesgo de sequía con mayores valores durante el verano. Las variaciones entre niveles están asociadas a las precipitaciones y con el contenido de agua en el suelo (Forte Lay *et al.*, 2007). A escala interanual, el fenómeno ENSO (*El Niño Southern Oscillation*) es el evento más importante relacionado con la variabilidad e impacta sobre la precipitación y la acumulación de agua en los suelos (Scarpati *et al.*, 2007). Estos autores señalan una tendencia positiva significativa para la temperatura mínima anual en una estación meteorológica del noreste de la provincia de Buenos Aires (San Pedro) en el período 1967-2005. Durante el invierno aumentan las probabilidades de inundaciones, dado el mayor tiempo de permanencia del agua en el suelo asociado a menor evapotranspiración. Algunos indicios sugieren que las situaciones críticas de inundación en invierno y sequía en verano, se verán reforzadas en el futuro (González y Nuñez, 2007).

La estructura de las comunidades biológicas en un sistema acuático dependen de las variables de calidad de aguas superficiales (O' Farrell *et al.*, 2002) que se ven afectadas, entre otros factores, por la temperatura, la condición hidrológica (de Cabo *et al.*, 2010) y los usos del suelo en la cuenca de drenaje (Anbumozhi *et al.*, 2005). Los sistemas acuáticos brindan servicios ecológicos como la purificación y filtración de aguas y el control de la erosión, aspectos que resultan sensibles a los cambios de uso del suelo (Lautenbach *et al.*, 2011). El mantenimiento de dichos servicios representa un ahorro de recursos económicos locales en programas de saneamiento de aguas y salud pública, e incrementa los ingresos provenientes de actividades turísticas y recreativas.

Los arroyos de la llanura pampeana presentan una biodiversidad que resulta aún poco estudiada, por ejemplo en relación a su ictiofauna (Colautti *et al.*, 2009). Están caracterizados por bajas velocidades de flujo y suelen recibir grandes cantidades de efluentes agrícolas e industriales (Feijoó & Lombardo, 2006). Algunos de estos ambientes pueden ser considerados relictos de los ecosistemas pampeanos menos modificados por la acción antrópica, además de formar parte del patrimonio histórico y cultural de la región y constituir escenarios propicios para la educación ambiental. Por estas razones, resulta de interés su estudio y protección, especialmente de aquellos cuyas cuencas albergan o están próximas a grandes poblaciones humanas, dado que los espacios verdes urbanos de la región son escasos y poco representativos del paisaje autóctono pampeano y su naturaleza (Faggi & Ignatieva, 2009).

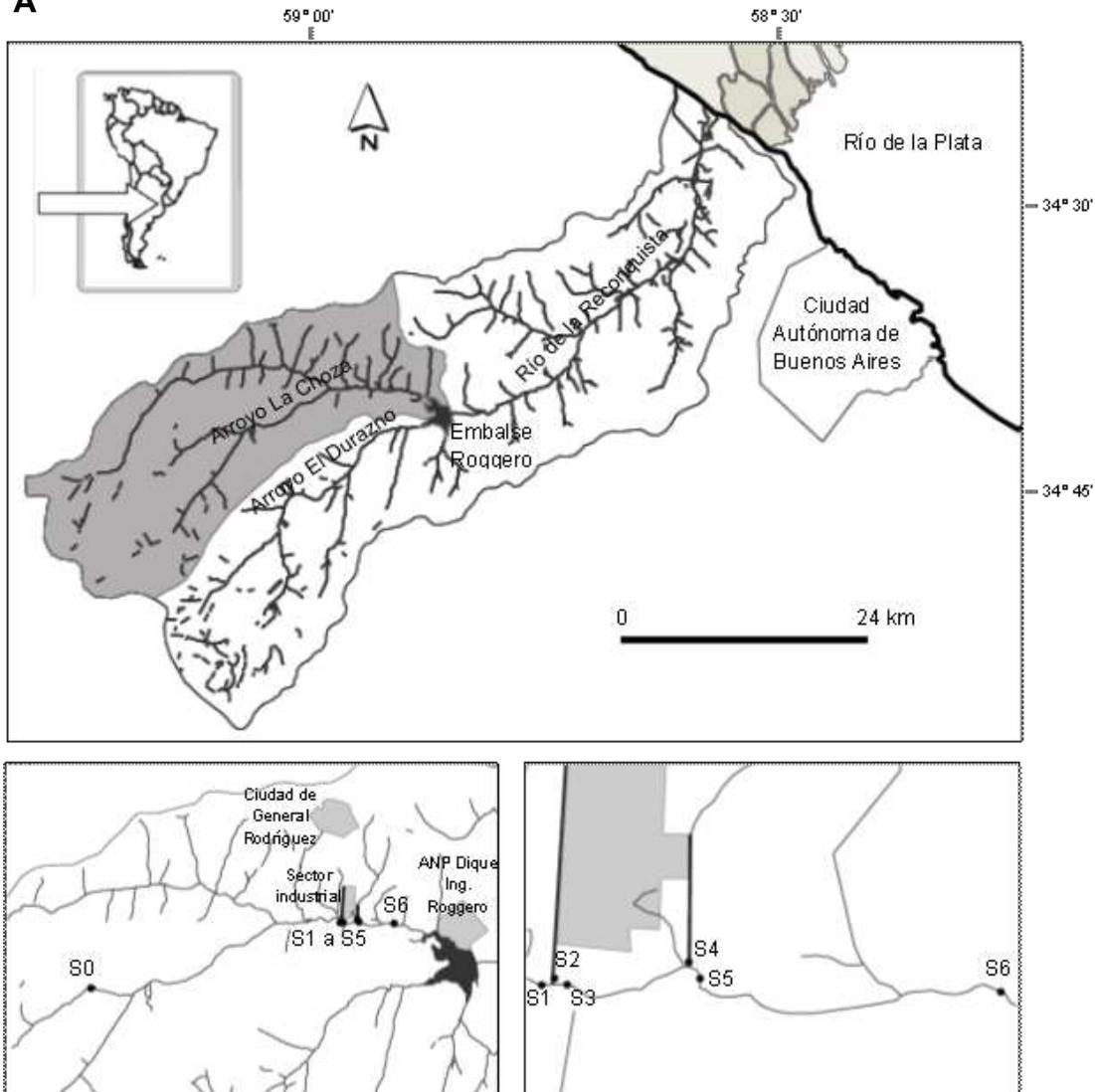
El objetivo del presente trabajo es evaluar la condición actual de las aguas superficiales de un ecosistema acuático de la Pampa Ondulada que recibe efluentes de origen industrial, considerando los usos del suelo

en su cuenca de drenaje. Se analizarán las posibles consecuencias de los cambios de precipitación y temperatura sobre la calidad del agua.

Área de estudio.

La cuenca del arroyo La Choza (Buenos Aires, Argentina) (Fig. 1 A) tiene una superficie aproximada de 555 km². Junto con los arroyos El Durazno y La Horqueta, este arroyo desemboca en el Embalse Roggero (Fig. 1 A) que es el espejo de agua de mayor extensión del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), con una superficie de 460 ha a cota 17,5 m s.n.m. y una profundidad media de 1,8 m (Sadañowski, 2003). Este reservorio constituye la naciente del Río de la Reconquista (Fig. 1 A) y su origen está asociado a la construcción de la presa “Ingeniero Carlos Roggero” para el control de inundaciones en la cuenca media e inferior del río (Sadañowski, 2003), una de las áreas más densamente pobladas del país.

Figura 1. A: Cuenca del Río de la Reconquista y subcuenca del arroyo La Choza. B: Localización de sitios de



muestreo y usos del suelo relevantes. C: Detalle de la localización de los sitios de muestreo S1 a S6.

Predominan las actividades ganaderas y agrícolas aunque existe un núcleo urbano correspondiente a la ciudad de General Rodríguez y una pequeña parte de la superficie está destinada a la conservación biológica, actividades recreativas y turísticas, educación ambiental e investigación (Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero, Partido de Moreno) (Fig. 1 B). La población del partido de General Rodríguez se ha incrementado en un 28,8% en la última década (<http://www.censo2010.indec.gov.ar/>).

Las características físico químicas e hidrológicas de los principales cursos de agua de la cuenca superior del Río de la Reconquista han sido estudiadas por Arreghini *et al.* (2005 y 2008) quienes proponen al arroyo

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

El Durazno (Fig. 1 A) como sitio de referencia de calidad de aguas de toda la cuenca. Por el contrario, en la cuenca del arroyo La Choza (Fig. 1 A) pueden encontrarse sitios con muy bajos niveles de oxígeno disuelto (OD), concentraciones elevadas de amonio (N-NH_4^+), fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (PT), producto de descargas puntuales de efluentes industriales, agropecuarios y domésticos.

Materiales y métodos

Se analizaron datos de precipitación acumulada y temperatura media mensual y anual del período 1951-2010, correspondientes a la estación agrometeorológica del Instituto de Clima y Agua del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (http://climayaagua.inta.gob.ar/consulta_historica_castelar) (Partido de Hurlingham), la más cercana al sitio de estudio con suficientes registros para el análisis propuesto. La evapotranspiración potencial (EVTp) fue calculada según el método de Thornthwaite (1948) utilizando los valores medios mensuales de precipitación acumulada y temperatura del período ($n = 60$). Posteriormente se calculó el balance hídrico (B) mensual como la diferencia entre la precipitación acumulada media y la EVTp mensuales (de Cabo *et al.*, 2007). Además se aplicó un modelo de escurrimiento superficial (E) basado en el método de Thornthwaite (1948) considerando una reserva de agua útil del suelo para el área de estudio de 100 mm. La existencia de tendencias significativas se analizó mediante el test de Mann-Kendall, una prueba no paramétrica robusta ante muestras no normales y con correlaciones temporales (Aherne *et al.*, 2006).

Se realizaron cuatro campañas (MAY-2010, JUL-2010, OCT-2010 y FEB-2011) en las que se colectaron muestras por triplicado de aguas superficiales en cuatro sitios del arroyo La Choza (S1, S3, S5 y S6) y en la desembocadura de dos canales que vierten efluentes industriales (frigorífico avícola e industrias alimenticias) a este arroyo (S2 y S4) (Fig. 1 C). En la campaña FEB-2011 también se recolectaron muestras en S0 (Fig. 1 B) con el objetivo de seleccionar un posible sitio de referencia de calidad de aguas para este arroyo. Para la determinación de las variables físico químicas se utilizaron métodos normalizados (Tabla 1).

Tabla 1. Variables medidas, metodología y referencias bibliográficas.

Variable	Metodología	Referencia bibliografica
Temperatura (T)		
pH	pH-metro marca Hanna®	
Conductividad Eléctrica (CE)	Conductivímetro marca Hanna®	
Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimetría	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Oxígeno disuelto (OD)	Winkler	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Amonio (N-NH_4^+)	Indofenol azul	Mackereth <i>et al.</i> , 1989
Nitritos (N-NO_2^-)	Diazotación	Strickland & Parsons, 1972
Nitratos (N-NO_3^-)	Reducción con sulfato de hidrazina	Strickland & Parsons, 1972
Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)	Suma de amonio, nitritos y nitratos	
Fósforo Reactivo Soluble (PRS)	Molibdato ascórbico	Strickland & Parsons, 1972
Fósforo Total (PT)	Molibdato ascórbico, previa digestión con H_2SO_4 y persulfato de potasio	Strickland & Parsons, 1972
Alcalinidad (HCO_3^-)	Volumetría con heliantina	Mackereth <i>et al.</i> , 1989
Sulfatos (SO_4^{2-})	Turbidimetría	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Magnesio (Mg^{2+})	Volumetría con EDTA	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Calcio (Ca^{2+})	Volumetría con EDTA	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Dureza (DUR)	Volumetría con EDTA	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Cloruros (Cl^-)	Volumetría con nitrato de plata	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Sodio (Na^+)	Fotometría de llama	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Potasio (K^+)	Fotometría de llama	APHA-AWWA-WPCF, 1992
Demanda biológica de oxígeno (DBO_5)	Medición de oxígeno disuelto	APHA-AWWA-WPCF, 1992

Todas las fechas de campaña fueron seleccionadas para representar una condición hidrológica de bajo caudal (caudal base). Para el ordenamiento de los sitios y campañas se utilizó Análisis de Componentes Principales (PCA, sigla en inglés), una técnica estadística multivariada aplicable a estudios de calidad de

agua (Wunderlin *et al.*, 2001). Se seleccionaron únicamente los factores con autovalores mayores a 1, considerando, además, que una variable contribuye significativamente a un componente cuando el módulo del coeficiente de correlación de la variable con ese componente (*factor loading*) fue mayor a 0,70 (Wunderlin *et al.*, 2001).

El análisis de usos del suelo se llevo a cabo a partir de observaciones *in situ* y utilización de capas temáticas del SIG Atlas Ambiental de Buenos Aires (<http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/aaba/>).

Resultados

La figura 2 muestra los valores anuales de precipitación acumulada, escurrimiento y temperatura media para el período 1951-2010. La temperatura media anual para el período considerado (n = 60) fue de 16,8 °C, la precipitación acumulada media anual 1022 mm y el escurrimiento medio anual 269 mm. Se encontró una tendencia positiva altamente significativa (p<0,01) en la temperatura media anual y una tendencia positiva no significativa en la precipitación acumulada y el escurrimiento anuales (Fig. 2). El mes más frío resultó julio y el más cálido enero, con temperaturas medias de 10,4 °C y 23,7 °C respectivamente. Se halló una tendencia positiva significativa (p<0,05) para la temperatura media de enero y negativa no significativa para la de julio.

Las precipitaciones acumuladas medias mensuales alcanzaron los valores más altos durante el período octubre – marzo, y los más bajos en el período junio-septiembre (Fig. 3). La EVTp alcanzó los valores más altos entre noviembre y marzo, alcanzando el valor máximo (134 mm) en enero (Fig. 3). El balance hídrico obtuvo valores negativos en diciembre, enero y febrero, indicando la persistencia de déficits hídricos durante el verano. De los meses con excedentes hídricos, octubre obtuvo el valor máximo (41 mm) (Fig.3).

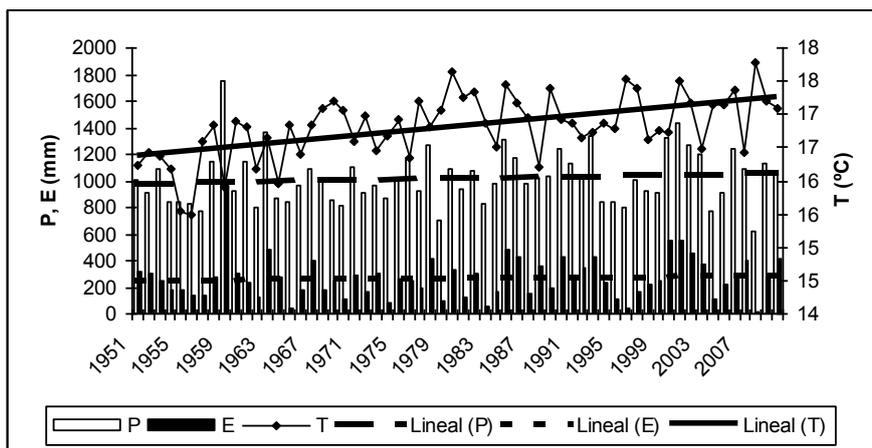
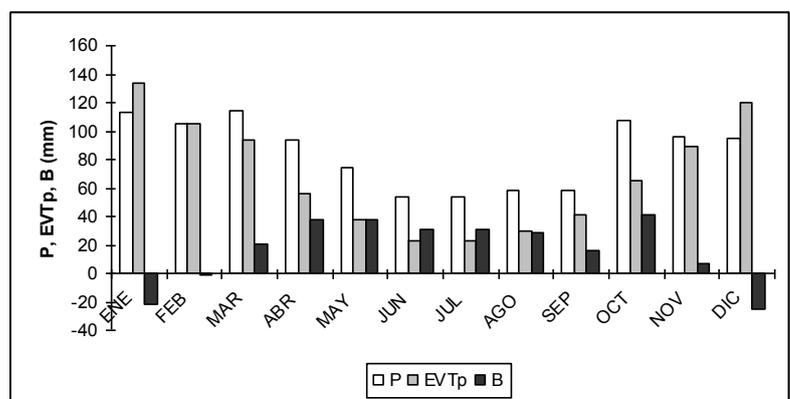


Figura 2. Precipitación acumulada anual (P), escurrimiento anual (E), temperatura media anual (T) y sus respectivas tendencias lineales para la estación INTA Castelar durante el período 1951-2010.

Figura 3. Precipitaciones acumuladas (P), evapotranspiración potencial (EVTp) y balance hídrico (B) para el año medio de la estación INTA Castelar correspondiente al período 1951-2010.



La variabilidad espacial de CE, SST, OD, DBO, NID y PT, correspondientes a los sitios S1, S3, S5 y S6 en las cuatro campañas de muestreo realizadas se muestran en la figura 4. La CE se mantuvo con pocas va-

riaciones en el tramo estudiado, obteniendo valores muy similares en S6 para las campañas de MAY-2010, OCT-2010 y FEB-2011 (Fig. 4).

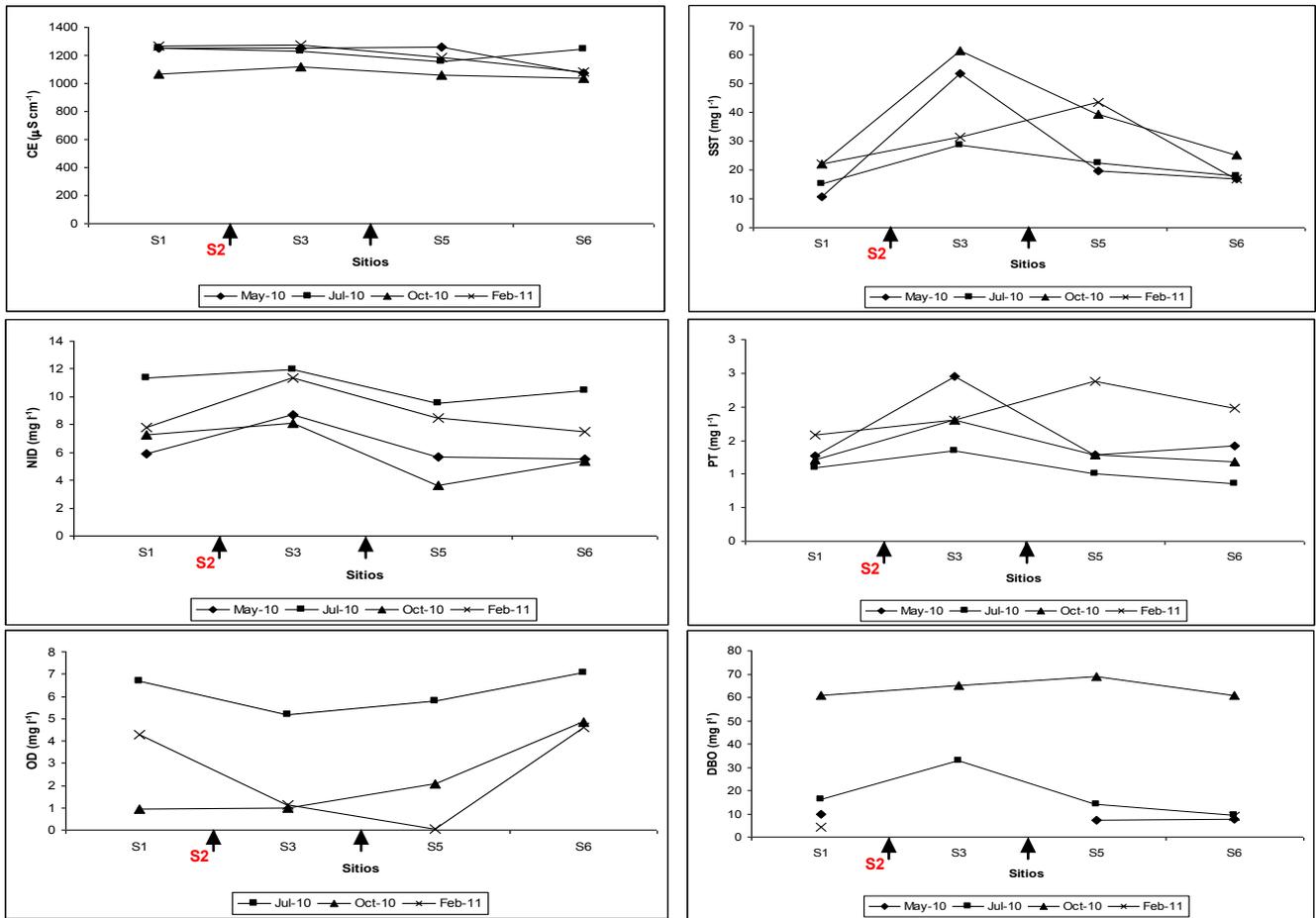


Figura 4. Valores de CE, SST, NID, PT, OD y DBO en agua superficial en los sitios S1, S3, S5 y S6 del Ao. Chozza durante las campañas de MAR-2010, JUL-2010, OCT-2010 y FEB-2011. Las flechas indican la posición relativa de los canales industriales S2 y S4.

En S2 (canal industrial) se encontraron valores elevados de SST en todas las campañas (Tabla 2), resultando en un incremento de dichas concentraciones aguas abajo de la desembocadura de este canal (Fig. 4). Al comparar entre los sitios S1 y S3 puede observarse que S2 tuvo el efecto de incrementar las concentraciones de NID y PT ([S3] > [S1]) y disminuir las concentraciones de OD, impactando directamente sobre la calidad de las aguas del arroyo al menos a nivel de tramo (Fig. 4). En FEB-2010 se observó una situación similar con respecto a S4, incrementando las concentraciones de SST y PT en el sitio S5 con respecto a S3 (aguas arriba de S4) (Fig. 4). En comparación con S2, en ninguna campaña se observó un efecto importante de S4 (canal industrial) sobre las concentraciones de NID y PT del arroyo ([S5] < [S3]), con excepción de PT en la campaña de FEB-2011 ([S5] > [S3]) (Fig.4). Además, los valores de OD en JUL-2010 y OCT-2010 se incrementaron a partir de S3. En FEB-2011, dicho incremento se observó a partir de S5, indicando el impacto de S4 sobre la calidad de las aguas del arroyo en esa fecha. En S3 se observó una DBO mayor que en S1 y luego una disminución progresiva ([S6] < [S5] < [S3]) en JUL-2010. En OCT-2010 las concentraciones de DBO disminuyeron sólo a partir de S5, indicando el mayor aporte orgánico de ambos canales industriales durante esa fecha (Fig. 4). Con excepción del sitio S0 (FEB-2011), en todos los sitios en las cuatro fechas se midieron concentraciones de N-NH_4^+ que superaron el nivel guía de calidad de aguas dulces superficiales para la conservación biológica de $1370 \mu\text{g l}^{-1}$ indicado en la legislación nacional (Ley Nacional N° 24.051 y Decreto Reglamentario 831/93), mientras que el nivel guía de $60 \mu\text{g l}^{-1}$ correspondiente a N-NO_2^- fue igualado o superado en la mayoría de los sitios y fechas, a excepción del sitio S0 (FEB-2011), S2 en JUL-2010 y FEB-2011, S4 en MAY-2010, JUL-2010 y FEB-2011, S5 en OCT-2010 y FEB-2011 y S6 en OCT-2010 (Tabla 2). Para FEB-2011 en el sitio S0 CE, NID, PRS y PT resultaron bajas en relación al resto de los sitios y OD obtuvo un valor mayor al doble que el resto de los sitios (Tabla 2).

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

Las características físico químicas en S2 en todas las campañas se corresponden con las de efluentes de mataderos y frigoríficos, los cuales tienen una elevada DBO, sólidos en suspensión, grasas y otros materiales flotantes (Braile, 1979).

Tabla 2. Variables físico químicas medidas en agua superficial según campañas y sitios de muestreo (n = 3).

Código (fecha-sitio)	Temperatura (°C)	pH	CE ($\square S\text{ cm}^{-1}$)	SST (mg l^{-1})	OD (mg l^{-1})	N-NH ₄ ⁺ (mg l^{-1})	N-NO ₂ ⁻ (mg l^{-1})	N-NO ₃ ⁻ (mg l^{-1})	NID (mg l^{-1})	PRS (mg l^{-1})
MAY-S1	15	8,02±0,01	1250±32	10,8±0,7	s/d	5,0±0,3	0,08±0,00	0,87±0,12	5,9±0,3	1,1±0,0
MAY-S2	20	7,44±0,04	1364±24	241,9±33,9	s/d	23,4±1,7	0,06±0,00	0,10±0,02	23,6±1,7	3,7±0,1
MAY-S3	16	7,73±0,01	1249±59	53,3±6,0	s/d	7,9±0,5	0,36±0,14	0,34±0,16	8,7±0,7	1,5±0,0
MAY-S4	16	7,96±0,03	872±16	45,9±3,0	s/d	1,8±0,1	0,05±0,00	0,43±0,30	2,2±0,4	0,5±0,0
MAY-S5	16	7,86±0,02	1261±47	19,7±1,8	s/d	4,9±0,4	0,11±0,01	0,82±0,35	5,7±0,0	1,0±0,0
MAY-S6	15	7,90±0,03	1077±2	16,9±0,2	s/d	4,9±0,2	0,45±0,00	0,28±0,17	5,5±0,0	1,0±0,0
JUL-S1	8	8,44±0,03	1251±9	15,1±1,0	6,7±1,6	9,5±1,1	0,06±0,00	1,14±0,15	11,4±0,0	0,8±0,0
JUL-S2	18	8,04±0,06	1347±13	193,6±41,3	1,3±0,7	25,7±1,9	0,04±0,00	0,04±0,02	26,8±0,5	2,9±0,1
JUL-S3	10	8,54±0,01	1232±21	28,5±0,9	5,2±0,1	6,4±1,3	0,06±0,00	5,05±0,15	12,0±1,3	0,9±0,0
JUL-S4	10	8,70±0,06	888±3	20,4±0,0	8,7±0,8	5,4±0,9	0,04±0,00	0,83±0,31	5,8±0,7	0,2±0,0
JUL-S5	9	8,63±0,03	1153±98	22,5±0,2	5,8±0,9	7,9±0,9	0,08±0,00	1,00±0,00	9,6±0,0	0,6±0,0
JUL-S6	10	8,62±0,00	1244±9	18,0±2,8	7,1±0,1	9,7±0,9	0,11±0,00	0,87±0,16	10,5±1,3	0,6±0,0
OCT-S1	17	8,10±0,13	1064±18	22,0±0,0	0,9±0,2	6,8±0,1	0,15±0,00	0,32±0,08	7,3±0,0	0,9±0,0
OCT-S2	20	7,09±0,01	1270±51	208,0±16,0	0,0±0,0	27,6±1,1	0,07±0,01	0,14±0,03	27,8±1,1	4,7±0,2
OCT-S3	16	7,76±0,08	1116±6	61,3±6,1	1,0±0,4	8,5±1,7	0,33±0,01	0,60±0,16	8,1±0,0	0,9±0,3
OCT-S4	17	8,30±0,02	921±29	24,7±3,1	9,3±0,6	30,6±1,9	0,07±0,01	0,18±0,02	30,7±2,7	0,3±0,0
OCT-S5	18	7,97±0,04	1059±26	39,3±6,4	2,1±0,0	3,5±0,7	0,00±0,00	0,05±0,01	3,6±0,8	0,4±0,0
OCT-S6	18	8,11±0,02	1041±21	25,3±4,2	4,8±0,1	4,9±0,6	0,01±0,00	0,05±0,00	5,4±0,0	0,5±0,0
FEB-S1	26	7,86±0,02	1270±10	22,0±8,7	4,3±3,8	7,1±0,8	0,12±0,00	0,60±0,19	7,8±0,8	1,0±0,0
FEB-S2	27	7,33±0,02	1330±16	146,7±12,9	0,0±0,0	15,6±2,2	0,03±0,01	0,04±0,01	15,7±2,2	2,4±0,1
FEB-S3	25	7,81±0,02	1271±22	31,3±8,1	1,1±0,2	10,7±4,8	0,13±0,00	0,52±0,05	11,3±4,8	1,3±0,0
FEB-S4	23	7,42±0,01	1530±19	330,7±9,2	0,0±0,0	35,8±10,4	0,05±0,04	0,57±0,34	36,4±10,8	1,0±0,4
FEB-S5	25	7,65±0,01	1185±13	43,3±4,2	0,1±0,1	8,4±0,2	0,01±0,00	0,06±0,01	8,5±0,2	1,4±0,1
FEB-S6	26	7,88±0,01	1081±16	17,0±7,1	4,6±0,2	7,4±0,2	0,07±0,00	0,04±0,02	7,5±0,2	1,0±0,0
FEB-S0	30	7,86±0,04	457±18	84,1±1,9	10,7±2,3	0,9±0,3	0,05±0,00	0,17±0,01	1,1±0,3	0,6±0,0

(s/d: sin datos)

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

Tabla 2 (continuación).

Variables físico químicas medidas en agua superficial según campañas y sitios de muestreo (n = 3).

Código (fe-cha-sitio)	PT (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	DUR (mg l ⁻¹)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	Na ⁺ (mg l ⁻¹)	K ⁺ (mg l ⁻¹)	DBO (n=1) (mg l ⁻¹)
MAY-S1	1,3±0,0	40,2±0,7	785,4±0,0	29,1±0,5	10,8±1,0	117,2±3,1	62,6±0,0	266,5±7,3	12,9±0,0	9,7
MAY-S2	5,0±0,2	27,0±0,8	853,8±8,2	28,0±2,9	5,0±1,7	90,4±0,0	84,7±2,0	254,1±19,1	27,0±0,0	s/d
MAY-S3	2,5±0,2	37,4±0,8	792,5±12,3	24,8±0,8	12,8±1,3	114,5±3,5	67,3±2,0	262,3±0,0	16,8±0,7	s/d
MAY-S4	0,6±0,0	8,7±1,7	740,6±4,1	25,6±2,1	6,9±1,3	92,4±2,0	21,3±2,8	224,8±0,0	11,7±0,7	7,6
MAY-S5	1,3±0,1	37,7±2,6	761,8±4,1	26,9±1,7	11,0±0,7	112,5±2,0	59,1±3,5	266,5±7,3	14,1±0,0	7,1
MAY-S6	1,4±0,1	38,9±0,9	773,6±4,1	26,9±1,7	11,2±1,1	113,1±1,2	61,5±2,0	266,5±7,3	13,7±0,7	7,6
JUL-S1	1,1±0,0	34,2±0,4	757,1±7,1	28,8±0,8	14,9±1,2	133,1±6,6	66,7±5,0	266,5±7,3	14,3±0,5	16,0
JUL-S2	5,8±0,0	25,6±0,8	818,5±8,2	23,7±0,5	12,0±0,9	108,8±2,9	87,0±0,0	295,7±19,1	23,1±7,2	183,6
JUL-S3	1,3±0,0	33,2±0,7	745,3±26,8	32,0±0,8	12,7±0,4	132,2±2,9	61,5±2,0	270,7±7,3	14,6±0,5	32,8
JUL-S4	0,4±0,0	9,6±0,3	676,9±10,8	26,4±1,6	10,0±1,6	107,1±2,9	19,7±2,0	220,7±7,2	11,7±0,7	21,0
Código (fe-cha-sitio)	PT (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	DUR (mg l ⁻¹)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	Na ⁺ (mg l ⁻¹)	K ⁺ (mg l ⁻¹)	DBO (n=1) (mg l ⁻¹)
JUL-S5	1,0±0,0	32,1±0,6	735,9±0,0	28,3±0,5	14,6±0,3	130,6±0,0	59,1±3,5	274,9±0,0	13,7±0,7	14,2
JUL-S6	0,9±0,0	33,5±0,9	747,7±8,2	28,3±0,5	14,2±1,0	128,9±2,9	54,5±2,0	270,7±7,3	14,6±0,5	9,5
OCT-S1	1,2±0,0	33,2±1,1	639,2±4,1	24,3±0,9	11,2±0,3	107,0±1,1	56,8±2,0	200,0±0,0	10,3±0,6	61,0
OCT-S2	7,1±0,3	29,4±2,3	853,8±4,1	16,3±1,1	11,9±0,7	89,7±0,0	88,1±2,0	233,3±57,7	18,3±2,5	s/d
OCT-S3	1,8±0,1	31,0±2,0	643,9±7,1	24,3±0,4	10,6±0,5	104,5±1,1	60,3±2,0	200,0±0,0	10,7±0,6	65,1
OCT-S4	0,6±0,0	13,4±1,3	636,8±0,0	23,3±0,0	8,0±0,3	91,3±1,1	25,5±2,0	200,0±0,0	6,7±0,6	94,0
OCT-S5	1,3±0,0	30,8±3,9	625,0±8,2	23,8±0,4	10,8±0,3	103,8±0,0	53,3±2,0	233,3±57,7	8,7±0,6	69,0
OCT-S6	1,2±0,0	30,6±0,8	620,3±4,1	24,1±0,0	9,7±0,5	100,1±1,9	52,2±0,0	216,7±28,9	9,0±0,0	61,0
FEB-S1	1,6±0,0	35,6±1,2	636,7±3,6	25,9±0,5	14,4±0,5	124,1±2,5	68,4±2,0	250,0±0,0	13,7±0,6	4,4
FEB-S2	5,2±0,1	12,2±0,9	717,6±3,6	21,5±0,5	13,7±0,3	110,2±1,3	74,2±2,0	233,3±28,9	19,0±1,7	210,3
FEB-S3	1,8±0,1	33,4±0,2	618,1±3,6	24,7±0,5	14,6±0,3	121,9±1,3	71,9±4,0	250,0±0,0	13,0±0,0	s/d
FEB-S4	6,5±0,1	15,4±8,0	466,7±16,5	21,8±0,0	14,3±0,9	113,1±3,6	246,4±5,0	250,0±0,0	24,7±1,5	78,2
FEB-S5	2,4±0,1	26,4±0,6	578,6±6,2	23,3±0,5	13,7±0,6	114,6±1,3	66,1±0,0	250,0±0,0	11,7±0,6	s/d
FEB-S6	2,0±0,0	23,9±0,6	526,8±3,6	22,4±0,5	12,1±0,3	105,8±1,3	61,5±2,0	200,0±0,0	11,3±0,6	9,1
FEB-S0	1,3±0,0	24,2±1,2	275,8±3,6	25,0±0,5	10,2±0,5	104,4±1,3	10,4±3,5	66,7±28,9	17,3±0,6	0,3

s/d: sin datos

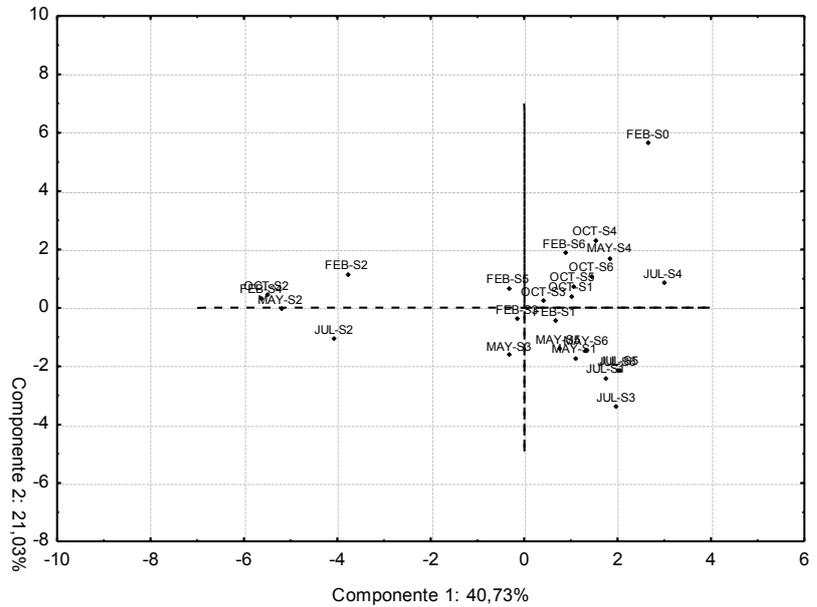
La composición iónica indica el predominio de HCO₃⁻ y Na⁺ sobre el resto de los iones (Tabla 2). Dadas las relaciones halladas entre las concentraciones de HCO₃⁻, Cl⁻, Ca²⁺ y Na⁺ la salinidad de las aguas superficiales del arroyo La Chozza está asociada principalmente a la mineralización en equilibrio con el sustrato geológico (Wetzel, 1981), aunque no puede desagregarse totalmente del proceso de evaporación-precipitación.

Para el PCA se estandarizaron las variables y posteriormente se incluyeron en el análisis con excepción de NID, Ca²⁺ y Mg²⁺, dado que brindan información redundante. Se seleccionaron los cuatro primeros factores,

que explican el 80,8% de la varianza total. El primer componente estuvo constituido por PT, SST y PRS y en menor medida DBO, N-NH₄⁺, K⁺, y Cl⁻ (abscisas⁻, correlaciones negativas) y pH y OD (abscisas⁺, correlaciones positivas) (Fig. 5). El segundo componente estuvo constituido por Na⁺ (abscisas⁻, correlación negativa) aunque HCO₃⁻, CE y DUR (abscisas⁻, correlaciones negativas) y T (abscisas⁺, correlaciones positivas) tuvieron correlaciones cuyo módulo resulto algo inferior a 0,7 (Fig. 5). Aunque ninguna variable aportó a los componentes 3 y 4 el valor para N-NO₂⁻ en el componente 3 resultó 0,65.

Figura 5.

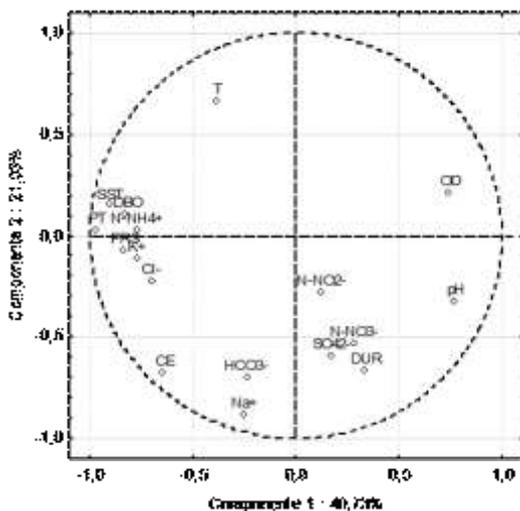
PCA: contribución de las variables a los componentes 1 y 2



El ordenamiento de los sitios y fechas por PCA (Fig. 6) permitió separar gráficamente 3 grupos: el primero constituido por el sitio S0 (FEB-2011), el segundo formado por S2 (todas las fechas) y S4 (FEB-2011) y el tercero constituido por el resto de los sitios y campañas. También se observó que el componente 2 (Na⁺ y en menor medida HCO₃⁻ y CE, DUR) separa FEB-S0 del resto de los casos.

Figura 6.

PCA: agrupamiento de sitios y campañas en el plano formado por los componentes 1 y 2.



En relación a los usos del suelo, se encontró que la ganadería y la agricultura ocupan cerca del 90% de la superficie de la cuenca, mientras que las áreas urbanas/suburbanas alcanzan aproximadamente el 6% y el resto es ocupado por otras actividades, como la horticultura. Las tendencias en el uso del suelo observadas indican un aumento en las superficies industriales y urbanizadas incluso en la modalidad de urbanizaciones cerradas, la modificación de tierras tradicio-

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

nalmente destinadas a la ganadería para la siembra, principalmente de soja y la transformación de la ganadería extensiva hacia prácticas más intensivas.

Discusión

La calidad de las aguas superficiales en el arroyo La Chozza en condiciones de caudal base disminuye aguas abajo de S1, con el ingreso de efluentes industriales para recuperarse paulatinamente hasta valores cercanos a los de S1 en S6, poniendo en evidencia este servicio ecológico de autodepuración a pesar del bajo caudal y la breve distancia (3,5 km) entre ambos sitios. Como el tramo elegido se ubica en la cuenca media-baja del arroyo, los valores de las concentraciones de nutrientes son elevadas aún en S1. Dada la caracterización físico química de las aguas en S0 podría sugerirse éste como sitio de referencia, sin embargo debería estudiarse la variabilidad estacional. La similitud entre los sitios del arroyo (S1, S3, S5 y S6) detectada en el PCA indicaría que la capacidad de autodepuración del arroyo no ha sido superada, aún considerando el ingreso de los efluentes (S2 en todas las campañas y S4 en FEB-2011).

Los resultados del análisis de precipitación acumulada y escurrimiento anuales muestran una tendencia creciente para el período 1951-2010, resultados concordantes con los hallados por Spescha *et al.* (2004) quienes señalan, para la región pampeana, un incremento temporal de las precipitaciones anuales con el consecuente aumento de excesos de agua en los suelos, con mayores volúmenes en el trimestre otoñal y durante años "El Niño". Sin embargo, la proyección climática para el período 2020-2040 indica que el efecto del incremento de la temperatura sobre la evaporación superaría al efecto del incremento en la precipitación, resultando en una disminución de los caudales de los ríos de la región

(<http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>).

En general, los mayores cambios en los regímenes hidrológicos se prevén para cuencas pequeñas de primer o segundo orden (Andersen *et al.*, 2006), como la correspondiente al arroyo La Chozza. Los efectos de menores escurrimientos sobre la biota, particularmente en verano, incluyen cambios en la distribución de especies sensibles, disturbios en las dietas y sitios de cría y desove en peces, entre otros. Además tendrían lugar efectos indirectos asociados a la disminución del servicio de autodepuración por dilución de sustancias tóxicas (biocidas, metales pesados entre otros) y de nutrientes incorporados al cuerpo de agua a través de efluentes puntuales, lo que favorecería la eutrofización afectando la composición y abundancia de la biota (Johnson *et al.*, 2009). Asimismo, la disminución del caudal en verano podría causar un aumento de la sedimentación. Los sólidos sedimentables presentan un elevado nivel de materia orgánica (Arreghini *et al.*, 2008) que al depositarse en el lecho del arroyo incrementaría el consumo de oxígeno y el stress en la biota por déficit del mismo. Además, la tendencia al aumento de las temperaturas medias anuales aceleraría el consumo de oxígeno por la biota y disminuiría la tensión parcial de este gas en el agua. Estos efectos se verían incrementados en verano.

Paralelamente, la frecuencia de precipitaciones extremas ha aumentado en las últimas décadas y se mantendría en el futuro. Por lo tanto el riesgo de inundaciones asociado a estos eventos se mantendría o aumentaría (<http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>),

en especial durante los meses de marzo a octubre, período en el que tienen lugar los excedentes hídricos. El principal impacto de las crecidas sobre las comunidades biológicas de los arroyos se relaciona con el arrastre de materiales y recursos aguas abajo (Elosegi *et al.*, 2009). Para sistemas lóticos de la región pampeana, Rodríguez Capítulo *et al.* (2010) consideran que las inundaciones se asocian a una mayor erosión, con incremento de la turbidez, disminución de la penetración de luz en la columna de agua, mayor efecto dilutorio sobre la salinidad aunque no sobre la concentración de nutrientes y efectos sobre los tiempos de retención. Para el arroyo El Durazno, Arreghini *et al.* (2005) señalan incrementos en las cargas de SST, N-NO_3^- y SO_4^{2-} (entre otras variables) asociados a la ocurrencia de precipitaciones de magnitud considerable debido al arrastre de estos por la escorrentía superficial. Estos resultados podrían extrapolarse al arroyo La Chozza, dadas las similitudes entre cuencas.

Los ciclos biogeoquímicos que tienen lugar en las áreas riparias de arroyos rurales de bajo caudal tienen un rol significativo en la reducción de concentraciones de N-NO_3^- y PRS (Jarvie *et al.*, 2008). Sin embargo, los cambios en el uso del suelo implican muchas veces pérdidas de áreas ribereñas vegetadas que cumplen un rol de retención de sólidos, nutrientes y contaminantes que en este nuevo escenario de intensificación del uso del suelo agrícola alcanzarán el cuerpo de agua. Entre otros efectos sobre las aguas superficiales asociados a este uso del suelo pueden mencionarse: mayor extracción de agua; alteraciones en la red de drenaje entre otros efectos hidrológicos; cambios en los balances hídricos por diferencias entre la evaporación de la vegetación natural y los cultivos; empobrecimiento de los hábitats acuáticos, entre otros (Allan,

2004). También existen efectos directos e indirectos asociados al aumento de la urbanización y las superficies impermeables, entre los cuales pueden mencionarse: alteraciones en la morfología de los canales; incremento de los caudales máximos y disminución de los tiempos de retardo para dichos caudales; incremento de la erosión y por lo tanto de los sedimentos suspendidos; aumento de la temperatura del agua. En el arroyo La Choza, el aumento en las concentraciones de nutrientes resultaría en el aumento de la biomasa bacteriana y algal asociada al sedimento y de la producción primaria de macrófitas (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010). Otros efectos podrían incluir disminución de la diversidad de peces e invertebrados (Paul & Meyer, 2001; Allan, 2004). Por otro lado, el incremento de la superficie destinada para uso del suelo industrial en un marco de escaso control estatal de los efluentes líquidos, supone mayores vertidos hacia los cursos de agua superficiales.

Conclusiones

La cuenca superior del Río de la Reconquista es quizás el único sector de toda la cuenca aún representativo de la flora y fauna de la región pampeana, sin embargo los usos del suelo actuales y las tendencias observadas aumentan la vulnerabilidad de las comunidades biológicas que sustenta.

Para la cuenca del arroyo La Choza, las tendencias meteorológicas detectadas indicarían un futuro con mayores temperaturas, mayores riesgos de sequía y menores caudales base, especialmente durante el verano. En este escenario, los impactos previstos sobre el sistema acuático pueden resumirse en: menor efecto dilutorio con mayores concentraciones de nutrientes, metales pesados, biocidas y otros compuestos orgánicos; modificación y pérdida de hábitats para la fauna acuática; incremento de la frecuencia de episodios de anoxia; disminución de la biodiversidad de peces, aves e invertebrados, entre otros.

Los impactos asociados con una elevada frecuencia de precipitaciones importantes y consecuentemente mayores inundaciones, incluyen pérdida de hábitats y modificación de la estructura de las comunidades biológicas e incrementos de sólidos suspendidos, ingresos de nutrientes y contaminantes por escorrentía. Estos impactos alcanzan la mayor magnitud si las precipitaciones de gran magnitud ocurren entre marzo y octubre, cuando existen los mayores excedentes hídricos.

Considerando además el incremento a lo largo del tiempo de las superficies urbanas e industriales y las prácticas agropecuarias cada vez más intensivas, se prevé el agravamiento de los efectos asociados de manera intrínseca a cada uso del suelo.

La existencia de áreas naturales protegidas y los proyectos de creación de nuevos espacios de estas características coexisten muchas veces con políticas de escaso o nulo control de los vertidos industriales por parte de las autoridades de aplicación, sumado a la falta de diálogo entre los actores de las distintas jurisdicciones involucradas. A fin de resguardar un espacio único por sus características y su cercanía dentro del AMBA, garantizando además el acceso público a la naturaleza, son necesarias no sólo la creación de nuevas áreas naturales y reservas sino también una política de mayor control estatal de las industrias y la planificación del uso del suelo en el marco del cambio climático.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer la colaboración del Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero (Municipalidad de Moreno), por la asistencia brindada durante las campañas de muestreo, en especial al Guardaparque Roberto Ferrer y al Sr. Ignacio Healion. También a la Ing. Ana Callau por su asistencia en los cálculos del balance hídrico y a Daniela Czibener por facilitar parte de la información necesaria para el análisis de usos del suelo.

Bibliografía

01. Aherne J, Larssen T, Cosby B.J. and Dillon P.J. - 2006. Monitoring and modelling the impacts of global change on European freshwater ecosystems. *Science of The Total Environment* 365(1-3): 186-199.
02. Allan, D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
03. Anbumozhi V, J. Radhakrishnan and E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24: 517-523.
04. Andersen, H. E.; B. Kronvang; S. E. Larsen; C. C. Hoffmann; T. S. Jensen; E. K. Rasmussen. 2006. Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin. *Science of the Total Environment* 365: 223-237.
05. APHA – AWWA – WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos. S. A. Madrid, España.

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

06. Arreghini, S.; L. de Cabo; R. Seoane; N. Tomazin; R. Serafini and A. F. de Iorio. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24(3-4): 225-236.
07. Arreghini, S.; L. de Cabo; R. Seoane; N. Tomazin; R. Serafini and A. F. de Iorio 2008. A methodological approach to water quality assessment in a ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal* 70: 281-288.
08. Braile, P. M. 1979. Manual de tratamiento de águas residuárias industriais. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Sao Paulo, Brasil.
09. De Cabo, L. I.; R. Seoane; L. Uргу; M. E. Koutsovitis; A. Dini and I. Obertello. 2007. Temporal evolution of hydrologic variables in flooded areas of Chascomús Lake basin (Buenos Aires province, Argentina) and land reuse: an analysis. In *Environmental change and rational water use*. 1st ed. Eds.: O. E. Scarpati & J. A. A. Jones. Orientación Gráfica.
10. De Cabo, L. I.; R. Seoane; S. Arreghini y A. Callau. 2010. Análisis de dos sistemas acuáticos: un enfoque ecohidrológico. *Rev. FCA UNCuyo* 42: 39-51.
11. Colautti, D. C.; M. E. Maroñas; E. D. Sendra; L. C. Protogino; F. Brancolini y D. Campanella. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Chozza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática* 26: 55-62.
12. Elosegi, A.; A. Butturini y J. Armengol. 2009. El caudal circulante. En *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Eds.: Elosegi, A. y S. Sabater. Fundación BBVA. Bilbao.
13. Faggi, A. and M. Ignatieva. 2009. Urban green spaces in Buenos Aires and Christchurch. *Municipal Engineer* 162: 241-250.
14. Feijó, C. S. and R. J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41: 1399 – 1410.
15. Forte Lay, J.; O. Scarpati; L. Spescha and A. Capriolo. 2007. Drought risk in the Pampean Region (Argentina) using soil water storage analysis. In *Environmental change and rational water use*. 1st ed. Eds.: O. E. Scarpati & J. A. A. Jones. Orientación Gráfica.
16. González M. H., y M. N. Nuñez. 2007. Escenarios futuros en la pampa bonaerense, en Argentina. *Revista Digital Universitaria UNAM*. 8(10): art. 79. <http://www.revista.unam.mx/vol.8/num10/art79/int79.htm>
17. Jarvie H. P.; P. M. Haygarth; C. Neal; P. Butler; B. Smith; P. S. Naden; A. Joynes; M. Neal; H. Wickham; L. Armstrong; S. Harman and E. J. Palmer-Felgate. 2008. Stream water chemistry and quality along an upland–lowland rural land-use continuum, south west England. *Journal of Hydrology* 350: 215– 231.
18. Johnson A. C.; M. C. Acreman; M. J. Dunbar; S. W. Feist; A. M. Giacomello; R. E. Gozlan; S. A. Hinsley; A. T. Ibbotson; H. P. Jarvie; J. I. Jones; M. Longshaw; S. C. Maberly; T. J. Marsh; C. Neal; J. R. Newman; M. A. Nunn; R. W. Pickup; N. S. Reynard; C. A. Sullivan; J. P. Sumpter; R. and J. Williams. 2009. The British river of the future: How climate change and human activity might affect two contrasting river ecosystems in England. *Science of the Total Environment*. 407: 4787–4798.
19. Lautenbach, S.; C. Kugel; A. Lausch and R. Seppelt. 2011. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators* 11: 676–687.
20. Mackereth, F.; J. Heron and J. Talling. 1989. *Water analysis: Some revised methods form limnologists*. 2^a ed. Kendall: Titus Wilson and Son Ltd. UK.
21. O'Farrell, I; R. J. Lombardo; P. de Tezanos Pinto and C. Loez. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207–218.
22. Paul, M. J. and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 333-365.
23. Rodríguez Capítulo, A.; N. Gómez; A. Giorgi and C. Feijó. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* 657: 53-70.
24. Sadañowski, I. 2003. El problema de las inundaciones en la cuenca del Río de la Reconquista: la represa Ingeniero Carlos F. Roggero y las funciones ecológicas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de General Sarmiento. Buenos Aires.
25. Scarpati, O.; J. A. Forte Lay; M. E. Fernández Long and A. D. Capriolo. 2007. ENSO influence on soil water balance and temperature in pampean flatlands with special analysis to San Pedro (Argentina). In *Environmental change and rational water use*. 1st ed. Eds.: O. E. Scarpati & J. A. A. Jones. Orientación Gráfica.

III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMATICO Y DESARROLLO SUSTENTABLE

26. Spescha, L.; J. Forte Lay; O. Scarpati y R. Hurtado. 2004. Los excesos de agua edáfica y su relación con el ENSO en la región pampeana. Rev. Facultad De Agronomía - UBA 24 (2): 161-167.
27. Strickland, J. and T. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2a ed. Bull. No. 167. Fisheries Research Board. Ottawa.
28. Thornthwaite, C. W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. American Geoph. Review, 55-59.
29. Wetzel, R. 1981. Limnología. Omega. Barcelona.
30. Wunderlin D. A.; M. A. Díaz; M. V. Amé; S. F. Pesce; A. C. Hued and M. A. Bistoni. 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in Water Quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba–Argentina). Water Research 35(12): 2881–2894.
31. <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>. 2da Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Consultado en Mayo 2011.
32. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/aaba/>. Atlas Ambiental de Buenos Aires. Consultado en Mayo 2011.
33. <http://www.censo2010.indec.gov.ar/>. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. INDEC. Consultado en Mayo 2011.
34. http://climayagua.inta.gob.ar/consulta_historica_castelar. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Clima y Agua. Consultado en Mayo 2011.