

INTEGRANDO CONOCIMIENTOS PARA UNA GESTIÓN SOSTENIBLE

Vanesa Y. Bohn
M. Soledad Díaz
Vanina G. Estrada
Ana M. Martínez
M. Cintia Piccolo
Amira G. Siniscalchi

.....

Editoras

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
UNS
BAHÍA BLANCA

2022

XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos

Bahía Blanca, Buenos Aires

ARGENTINA

2022

Este evento fue declarado de Interés Municipal por el Instituto Cultural de Bahía Blanca (Res. 276/2022) y la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires.

Auspician

Avalan

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA Y TURISMO UNS

Departamento de INGENIERÍA QUÍMICA

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia-UNS

Departamento de Química UNS

IADO CONICET U N S

INQUISUR CONICET U N S

ASOCIACIÓN ARGENTINA DE FICOLOGÍA

PLAPIQUI CONICET U N S

RAGF RED ARGENTINA DE GEOGRAFÍA FÍSICA

AAL ASOCIACIÓN ARGENTINA DE LIMNOLOGÍA

XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos

Integrando Conocimientos para una Gestión Sostenible

Vanesa Y. Bohn
M. Soledad Díaz
Vanina G. Estrada
Ana M. Martínez
M. Cintia Piccolo
Amira G. Siniscalchi
(Eds.)

Primera edición
Bahía Blanca, Universidad Nacional del Sur
2022

Libro digital, PDF
descarga online
ISBN: 978-987-1648-45-0
1. Ecología. 2. Medio Ambiente Acuático. 3. Biodiversidad. I. Bohn, Vanesa Yael, comp.
CDD 577.607

Diseño y diagramación: las editoras
Fotografía de tapa de Lucas A. Martín. Laguna Epecuén. Provincia de Buenos Aires.

ISBN 978-987-1648-45-0
9 789871 648450

Comité Organizador

Vanesa Y. BOHN (DGyT, UNS – CONICET)
M. Soledad DÍAZ (DIQ, UNS - PLAPIQUI - CONICET)
Vanina G. ESTRADA (DIQ, UNS - PLAPIQUI - CONICET)
Laura FRITZ (PLAPIQUI – CONICET)
Ana M. MARTINEZ (DQ, UNS- INQUISUR-CONICET)
Fernando RAMOS (DIQ, UNS - PLAPIQUI - CONICET)
Amira G. SINISCALCHI (DIQ, UNS - PLAPIQUI - CONICET)
M. Cintia PICCOLO (DGyT, UNS - IADO - CONICET)
Iván PRIVITERA SIGNORETTA (PLAPIQUI – CONICET)

EJES TEMÁTICOS

EJE 1: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

EJE 2: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

EJE 3: Servicios Ecosistémicos

EJE 4: Biodiversidad

EJE 5: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

EJE 6: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

EJE 7: Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos

Como citar esta publicación:

Bohn V.Y., Díaz M.S., Estrada V.G., Martínez A.M., Piccolo M.C., Siniscalchi A.G. (Eds). 2022. *Integrando Conocimientos para una Gestión Sostenible*. XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina. ISBN: 978-987-1648-45-0

Comité Científico

Avena, Marcelo (INQUISUR-CONICET-UNS)
Blasina, Gabriela (IADO-CONICET-UNS)
Bohn, Vanesa Y. (CONICET-UNS)
Buzzi, Natalia (IADO-CONICET-UNS)
Colautti, Darío (ILPLA-CONICET-UNLP)
Díaz, M. Soledad (PLAPIQUI-CONICET-UNS)
Echaniz, Santiago (UNLPam)
Estrada, Vanina G. (PLAPIQUI-CONICET-UNS)
Feijoó, Claudia (INEDES-CONICET-UNLu)
Fernández Cirelli, Alicia (INPA-CONICET-UBA)
García de Souza, Javier (ILPLA-CONICET-UNLP)
Giorgi, Adonis (INEDES-CONICET-UNLu)
Grosman, Fabián (ECOSISTEMAS-CIC-UNCPBA)
Lassalle, Verónica (INQUISUR-CONICET-UNS)
Lopez Cazorla, Andrea (IADO-CONICET-UNS)
Mancini, Miguel (UNRC)
Martín, Lucas A. (CERZOS-CONICET-UNS)
Martínez, Ana M. (INQUISUR-CONICET-UNS)
Menone, Mirta (IIMyC-CONICET-UNMdP)
Minotti, Priscilla (3iA – UNSAM)
Molina, Juan Manuel (IADO-CONICET-UNS)
Peluso, Fabio (IHLLA-CIC-UNCPBA)
Perillo, Gerardo M.E. (IADO-CONICET-UNS)
Piccolo, M. Cintia (IADO-CONICET-UNS)
Pratolongo, Paula G. (CERZOS-CONICET-UNS)
Ramos, Fernando (PLAPIQUI-CONICET-UNS)
Rivas, Raúl E. (IHLLA-CIC- UNCPBA)
Rosso, Juan José (IIMyC-CONICET-UNMdP)
Sanzano, Pablo (ECOSISTEMAS-CIC-UNCPBA)
Siniscalchi, Amira G. (PLAPIQUI-CONICET-UNS)
Spetter, Carla V. (IADO-CONICET-UNS)
Tamburi, Nicolás (INBIOSUR-CONICET-UNS)
Vercelli, Natalia (IHLLA-UNCPBA - CIC)
Vignatti, Alicia (UNLPam)
Vilchez, Carolina (INEDES-CONICET-UNLu)
Zapperi, Paula A. UNS-CONICET)

INDICE

Prólogo		13
Conferencias		
Conferencia 1: Dr. Adonis Giorgi Vientos del Antropoceno sobre los ecosistemas acuáticos pampeanos		16
Conferencia 2: Dr. Alejandro Vitale Monitoreo Ambiental de cuerpos de agua usando Plataformas Autónomas		17
Conferencia 3: Dra. Alejandra Volpedo Residuos contaminantes en peces: ¿ocuparse o preocuparse?		18
Conferencia 4: Dra. Vanina Estrada Herramientas computacionales para la evaluación de estrategias de restauración de la calidad del agua		19
Conferencia 5: Dra. Mariana Zilio Servicios Ecosistémicos en sistemas lacustres: Herramientas para el manejo sostenible de los recursos hídricos		20
Conferencia 6: Dr. Juan José Rosso Los Peces como Centinelas de Impacto Antrópico		21
Artículos breves		
Eje 1 **Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos**		
Factores biológicos que afectan la dinámica, transferencia y retención de silicio en una laguna pampeana del sudeste bonaerense	Natalia BORRELLI, Asunción ROMANELLI, Mariana FERNÁNDEZ HOINAINE, Marcelo FARENGA, Ana FABIANI, Karina Soledad ESQUIUS y Margarita OSTERRIET	24
Producción de silicofitolitos de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják y su influencia en el ciclo biogeoquímico del silicio en una laguna del SE bonaerense (Nahuel Ruca, Partido de Mar Chiquita)	Mariana FERNÁNDEZ HONAINE, Natalia L. BORRELLI y Micaela PAOLICCHI	29
Las lagunas de la provincia de La Pampa (Argentina): aplicación del modelo de los estados alternativos de los lagos someros	Santiago ECHANIZ y Alicia VIGNATTI	34
Variabilidad espacio temporal de características ópticas y físico químicas del agua en un lago urbano	Vanesa Yael BOHN, Ana María MARTÍNEZ, Emiliano LOGGIACCO y Paula Andrea ZAPPERI	39
Caracterización morfométrica de la cuenca del arroyo Chapaleofú, sistema de Tandilia	Bruno DIPARDO, Rosario Soledad BARRANQUERO, Marcelo Raúl VARNI y Alejandro Víctor RUIZ DE GALARRETA	44
Dinámica temporal de una especie perteneciente al complejo Porphyra / Pyropia del Estuario de Bahía Blanca	Milagros SCHIEBELBEIN, M. Emilia CROCE, M. Cecilia GAUNA	49
Análisis hidrobiológico de 18 arroyos de la región pampeana	Carolina VILCHES, María Luz PADULLES, Marina TAGLIAFERRO, Carolina RODRIGUEZ CASTRO, Ana TORREMORELL, Claudia FEIJOO, Eduardo ZUNINO y Adonis GIORGI	54
Características limnológicas y composición del plancton del embalse San Felipe (San Luis, Argentina)	Alicia VIGNATTI, Miguel MANCINI, Juan MARZUOLI, Víctor SALINAS, Lorenzo REGIS, Luciana CIBILS MARTINA, Joaquín LORENZONI, Federico FERNANDEZ y Santiago ECHANIZ	59
Principales características limnológicas y zooplancton de la laguna Alas Coloradas (Córdoba, Argentina)	Santiago ECHANIZ, Alicia VIGNATTI, Juan MARZUOLI, Joaquín LORENZONI, Lorenzo REGIS, Víctor SALINAS, Miguel MANCINI	64
Respuestas funcionales de epipsammon y *Cladophora* a la contaminación difusa en el río Chocancharava	Julieta LUCERO, Luciana CIBILS MARTINA, Victoria MONTILLA, Romina PRINCIPE, Leandro GNESUTTA, Nicolás FERREIRO y Adonis GIORGI	69
Talla del zooplancton en las lagunas de la pampa semiárida, efectos de la temperatura y salinidad sobre la comunidad	Matías MARIANI, Nadia DIOVISALVI, Horacio ZAGARESE, Alicia VIGNATTI, Santiago ECHANIZ y Gerardo CUETO	74

Retención de fósforo en una típica laguna pampeana (Laguna de Lobos)	María Luz PADULLES, Ana TORREMORELL, Eduardo ZUNINO y Adonis GIORGI	79
Claridad en pequeñas lagunas pampeanas asociada con su anillo de vegetación litoral superior	Juan I CURARELLO, María BOVERI y Armando RENELLA	84
Eje 2 Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos		
Desarrollo de un Índice de Integridad Biótica que utiliza las comunidades de peces para evaluar la calidad ambiental de ambientes lóticos pampeanos	Andrea BERTORA, Fabián GROSMAN, Pablo SANZANO y Juan José ROSSO	90
Transporte de microplásticos en un arroyo bonaerense	Romina PONCE, Marcelo GIL, Sebastián TOGNANA, Carlos FROSININI y Susana MONTECINOS	95
Contaminación por plásticos en la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil: Metodología de muestreo y análisis de muestras	Milagros ASCAZURI, Agustina GRIGERA, Susana MONTECINOS y Sebastián TOGNANA	100
El crecimiento de *Cheirodon interruptus* en condiciones controladas: implicaciones para mitigar el impacto de la explotación de poblaciones silvestres en humedales pampeanos	Ignacio GARCÍA, Juan Martín PAREDES DEL PUERTO y Darío COLAUTTI	105
Biomacumulación y biomagnificación de metales en tramas tróficas costeras del SO bonaerense (estuario de Bahía Blanca)	Daniela M. TRUCHET, Natalia S. BUZZI y Jorge E. MARCOVECCHIO	110
Aptitud para riego y consumo humano del recurso hídrico subterráneo en el partido de Bahía Blanca	Martín ESPÓSITO y Sandra FERNÁNDEZ	115
Evaluación fisicoquímica de muestras de agua del lago Soldati (Ciudad Autónoma de Buenos Aires)	María Gimena PAREDES, Yanina Susana MINABERRY, Renata Julia MENÉNDEZ-HELMAN y Gisela KRISTOFF	120
Efectos de la exclusión ganadera sobre vegetación y suelos ribereños y flujo de dióxido de carbono en un arroyo temporario	Claudia FEIJOÓ, Martín RODRÍGUEZ MORCELLE, Julieta ANSELMO, Bruno LUS, María Laura MESSETTA, Eduardo ZUNINO, Laura GABUCCI y Adonis GIORGI	125
Determinación de coliformes y *Escherichia coli* para contribuir a evaluar la afectación antrópica en arroyos urbanos pampeanos	Alejandra KRÜGER, Rosario BARRANQUERO, Juliana GONZÁLEZ, Bruno DIPARDO, José GONZÁLEZ CASTELAIN, Valentina ETCHEGARAY, Ignacio MASSON	129
Salix humboldtiana único sauce nativo: Re-introducción y restauración de ambientes ribereños degradados por actividades agrícolas	Gustavo María GIACCIO, Leonardo GALLO, Raúl CORRAL, Florencia POMPONIO, Stefano GIACCIO; María del Rocío FRANCO, Elena OKADA, Débora Jesabel PÉREZ	134
Composición del zooplancton del lago urbano Dalcar (Córdoba, Argentina) durante el proceso de restauración ecológica	Alicia VIGNATTI, Santiago ECHANIZ, Gabriela CABRERA, Víctor SALINAS, Juan MARZUOLI, Miguel MANCINI	139

Río Luján: Deterioro de la calidad del agua desde sus nacientes	Ana M. TORREMORELL, Martina M. MASTRÁNGELO, M. Luz PADULLES, Carolina RODRÍGUEZ CASTRO, Carolina VILCHES, Cecilia HEGOBURU, Pedro RIVA, Aníbal SÁNCHEZ CARO, Eduardo ZUNINO, Melina MAUAD, Braian VEGA, Luciana ROCHA, Teresita PORETTI, María Andrea CASSET, Emiliano CAMILLI, Andrés PIGHIN y Adonis GIORGI	144
Distribución espacio-temporal de variables indicadoras de calidad del agua del embalse Las Lajas, Córdoba, Argentina	María Micaela LEDESMA, Claudia Rosa LEDESMA, Juan MARZOULI, Victor SALINAS, Nazarena SOLLA PASTEN, Miguel MANCINI y María Claudia RODRIGUEZ	150
Susceptibilidad de peces nativos de la provincia de Córdoba (Argentina) a *Lernaea cyprinacea* (Crustacea: Copepoda) y nuevo registro de hospedador	Miguel MANCINI, Juan MARZUOLI, Víctor SALINAS, Mauro COMELLI, Claudia LEDESMA	155
La ictiofauna de la laguna La Margarita (Córdoba, Argentina)	Miguel MANCINI, Juan MARZUOLI, Víctor SALINAS, Lorenzo REGIS	160
Talla mínima de captura utilizada en la gestión pesquera del pejerrey (*Odontesthes bonariensis)*. ¿Es acorde a su crecimiento en longitud?	Miguel MANCINI, Omar DEL PONTI, Pablo SANZANO, Claudia LEDESMA, Víctor SALINAS y Fabián GROSMAN	165
Caracterización de los vuelcos de plantas de tratamiento de aguas residuales en Tandil, ¿Dentro de los valores máximos por la legislación?	Estefanía AVALO, Laura Estefanía PAZ, Joaquín COCHERO, Máximo SIMONETTI, Jimena SUÁREZ, Agustina CORTELEZZI	170
Análisis multivariado en el potencial restaurador de *Tripogandra diuretica* por tolerancia a metales pesados	Sofia CARUSSO, Laura DE CABO, Bárbara M GÓMEZ, Marisol REALE, Yanina EL KASSISSE, Valeria RODRIGUEZ SALEMI, Ángela B JUÁREZ	175
Concentración de insecticidas en peces de la Franja Costera Sur del Río de la Plata	Natalia CAPPELLETTI, Ariel PARACAMPO, Tomás MAIZTEGUI, Silvia FANELLI, Carlos BONETTO, Hernán MUGNI	180
Concentración de As, Cr y Zn en biofilms bajo fuerte impacto antrópico en un estuario del sur bonaerense	Natalia MORALES PONTET, Carolina FERNÁNDEZ y Sandra BOTTÉ	185
Composición granulométrica y contenido de materia orgánica aguas abajo de dos plantas de tratamiento de efluentes cloacales de Tandil	Agustina HALLE ULBERICH, Marisol Estefanía AVALO, Juan STANECK, Laura Estefanía PAZ, Rosario Soledad BARRANQUERO, Agustina CORTELEZZI	190
Estudio de la tolerancia y bioacumulación de cobre y zinc en la leguminosa nativa ribereña *Sesbania virgata* ante dosis crecientes de ambos metales	Natalia RODRIGUEZ, Laura DE CABO, Ángela B. JUÁREZ, Bárbara M. GÓMEZ, Yanina EL KASSISSE, Valeria RODRIGUEZ SALEMI, Lorena MARQUINA, Carolina MUJICA	195
Variación interanual de la composición taxonómica y dinámica temporal de las principales especies de fitoplancton causantes de blooms del embalse Paso de las Piedras	Iván PRIVITERA SIGNORETTA, Amira G. SINISCALCHI, Soledad DÍAZ y Vanina ESTRADA	200
Modelado de Islas flotantes como estrategia de restauración	Laura J. FRITZ, Amira SINISCALCHI, Fernando RAMOS, Vanina ESTRADA, Soledad DÍAZ	205
Estimación de la calidad de agua de lagunas de la pampa interior a través de información satelital	Paula TORRE ZAFFARONI, Pablo BALDASSINI, Sebastián AGUIAR, Armando RENNELLA, Alejandro LOPEZ, María BOVERI, Esteban JOBBAGY	210

Reservas hídricas en la provincia de Santa Fe: caracterización e índices de calidad ambiental	Verónica WILLINER, Federico GIRI, María Florencia VIOZZI, Paula REYES, Gisela MAYORA, Celeste MORA, Melina Paola MICHLIG, Luisina Delma DEMONTE, María Rosa REPETTI y Leandro NEGRO	216
Resistencia antimicrobiana de bacterias aisladas en una zona con actividad rural de la provincia de Buenos Aires, Argentina	Julián MANTOVANO, Carina TORNELLO, Celio CHAGAS, Juan MORETTON y Lidia NUÑEZ	221
Análisis comparativo de calidad de agua de tres arroyos del centro de la Provincia de Buenos Aires sujetos a distintas presiones antrópicas	Ignacio MASSON, José GONZALEZ CASTELAIN, Rosario BARRANQUERO, Adriana DÍAZ, Sabrina DUBNY, Natalia OTHAX, Bruno DIPARDO, Valentina ETCHEGARAY y Fabio PELUSO	225
Predominancia de un caracol exótico sobre uno nativo luego de dos años de biomonitoreo	M. Pilar PLANTAMURA, Carolina OCÓN, Paula ALTIERI , Karine D.COLPO , Ana Clara FERREIRA, Alberto RODRIGUES CAPÍTULO y Estefanía PAZ	230
Fitorremediación de contaminantes de preocupación emergente: Propiedades fisicoquímicas que rigen la dinámica de incorporación en la macrófita acuática Typha spp.	María del Rocío FRANCO, Elena OKADA, Sandra Karina MEDICI, Lucas Rodrigo LOMBARDERO, Débora Jesabel PEREZ	235
Eje 3 Servicios Ecosistémicos		
Acuicultura ecológica del pejerrey (Odontesthes bonariensis): evaluación de la transferencia al sector turístico-pesquero en dos lagunas pampeanas	Vivian YOROJO MORENO, Javier R. GARCIA DE SOUZA, Patricia RIAT, Ailen SOLANAS, Susana SAMPIETRO y Darío C. COLAUTTI	241
La jurisprudencia como herramienta de protección jurídica de humedales: Estudio del caso "Majul", provincia de Entre Ríos	Pablo JARABO, Mariel ETCHEGARAY, Ailen FLORES, Clara MINAVERRY, Mariano FERRO	246
Optimización del cultivo de *Punctaria latifolia* (Phaeophyceae) y propiedades antioxidantes	Ailen M. POZA, Carolina FERNÁNDEZ, M. Emilia CROCE, Elisa R. PARODI, M. Cecilia GAUNA	251
Efectos de una obra hidráulica sobre la vegetación y la topografía de las riberas en el arroyo Las Garzas (Lobos, Bs. As)	Virginia POZZOBON, Luciana ROCHA, Patricia GANTES	256
Vegetación de humedales y su efecto atenuante en la concentración y toxicidad de lambdacialotrina en organismos acuáticos	Jezabel PRIMOST, Morena PANTUCCI SARALEGUI, Marina SOLIS, Silvia FANELLI, Hernán MUGNI, Carolina SASAL, Carlos BONETTO	261
Variación temporal de las poblaciones de un alga agarofita del estuario de Bahía Blanca	M. Emilia CROCE, Carolina FERNÁNDEZ, Ailen M. POZA, M. Cecilia GAUNA, Marcelo VILLAR y Elisa R. PARODI	266
Eje 4 Biodiversidad		
Estado de las invasiones de moluscos exóticos en ríos y arroyos pampeanos en el SO Bonaerense	M. Emilia SEUFFERT, Nicolás E. TAMBURI, Silvana BURELA, Lucía SAVEANU, Mara A. MALDONADO, Enzo MANARA, Rocío AMONDARAIN, Fernanda M. GUROVICH, María J. TIECHER y Pablo R. MARTÍN	272
Especies nativas y exóticas de Plantaginaceae y familias relacionadas en la cuenca del Arroyo del Azul	Juan M. GOYENETCHE y Rosa L. SCARAMUZZINO	277
Revisión y actualización de la composición del ensamble de peces dulceacuícolas del Río de la Plata	Tomás MAIZTEGUI, Ariel Hernán PARACAMPO, Jorge LIOTTA, Eva CABANELLAS, Carlos BONETTO y Darío César COLAUTTI	282
Estudio comparativo del crecimiento de *Cyprinus carpio* en el río Negro vs. ambientes pampeanos	Mariano SORICETTI, Fredy GUARDIOLA RIVAS, Tomás MAIZTEGUI, Santiago MORAWICKI, Catalina GUIDI, Adriana ALMIRÓN y Patricio SOLIMANO	287
Comportamiento reproductivo del cangrejo violinista *Leptuca uruguayensis* en un estuario templado	Laura REYES JIMENEZ y Karine DELEVATI COLPO	291

Diversidad de macrófitas en una cubeta de deflación del partido de Las Flores, provincia de Buenos Aires	Emilio D. BERTUZZI, Natalia VERCELLI y Rosa L. SCARAMUZZINO	295
Eje 5 Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples		
¿Es posible utilizar la frecuencia cardíaca del caracol *Pomacea canaliculata* para detectar glifosato?	Nicolás Eduardo TAMBURI y Natalia BUZZI	301
Evaluación de toxicidad de muestras de agua de Lago Lugano (primavera,2021) en un caracol nativo de agua dulce	María Gimena PAREDES, Karina Alesia BIANCO, Renata Julia MENÉNDEZ-HELMAN y Gisela KRISTOFF	306
Efectos de la Cypermetrina sobre el comportamiento y la demanda energética de hembras reproductivas de *Macrobrachium borellii* (Decapoda: Palaemonidae)	María Eugenia SCARDAMAGLIA, Constanza MULREEDY, Sabrina LAVARÍAS y Karine DELEVATI COLPO	311
Efectos letales y subletales del contaminante emergente ivermectina sobre embriones y larvas de *Rhinella arenarum*	Agostina MARTÍNEZ CHEHDA, Julieta PELUSO, Cristina S. PÉREZ COLL, Melisa OLIVELLI y Carolina M. ARONZON	316
Análisis de la calidad de cuerpos de agua pertenecientes a zonas agropecuarias	Julieta PELUSO, Agostina MARTÍNEZ CHEHDA, Cristina S. PÉREZ COLL, Melisa OLIVELLI, Florencia GONZALEZ, Lautaro VALENZUELA, Dante E. ROJAS, Diego CRISTOS y Carolina M. ARONZON	322
Estrategias fisiológicas de depuración de metales en *Neohelice granulata*: influencia de la tolerancia ambiental	Daniela M. TRUCHET, Natalia S. BUZZI, Leandro NEGRO, M. Celeste MORA, Máilen G. ARDUSSO, Fabian E. GARCÍA y Jorge E. MARCOVECCHIO	328
Respuestas bioquímicas en *Biomphalaria straminea* por exposición a muestras de agua del Arroyo Las Catonas	Karina Alesia BIANCO, María Gimena PAREDES, Claudia MARTINI y Gisela KRISTOFF	333
Evaluación ecotoxicológica de muestras de agua del lago Soldati (Ciudad Autónoma de Buenos Aires): efectos celulares y reproductivos de *Biomphalaria straminea*	María Gimena PAREDES, Claudia MARTINI y Gisela KRISTOFF	338
Fitotoxicidad del contaminante emergente IVERMECTINA sobre *Salvinia minima*	Judith Elizabeth, LACAVA, Julieta, PELUSO, Carolina M., ARONZON, Melisa S. OLIVELLI y Rubén Darío QUINTANA	343
Efecto de un herbicida a base de glifosato sobre aspectos del ciclo de vida *de Daphnia spinulata* Birabén, 1917	Alicia VIGNATTI, Betsabé LARES, María Florencia GUTIÉRREZ, Santiago ECHANIZ y Florencia Cora JOFRÉ	348
Condiciones estresantes en hidrosistemas de cuencas agrícolas. Efectos en parámetros de estrés oxidativo en macrófitas y relación con la jerarquía limnológica	Leandro NEGRO, Daniela GARANZINI, Julieta MENDIETA, Mirta MENONE	353
Efecto del insecticida lambdacialotrina sobre la natación de larvas de *Boana pulchella* (Anura: Hylidae)	Morena PANTUCCI SARALEGUI, Marina SOLIS, Jezabel PRIMOST, Silvia FANELLI, Carlos BONETTO, Hernán MUGNI	358
Toxicidad de dos plaguicidas con diferentes mecanismos de acción sobre el camarón de agua dulce *Palaemon argentinus*	Leda ETCHEVERRY, Fernando G. SPACCESI, Natalia E. CAPPELLETTI, Sabrina M.L. LAVARÍAS	363

Análisis de microplásticos en Ostras (*Crassostrea gigas*) y Langostinos (*Pleoticus muelleri*) en el Estuario de Bahía Blanca	Carolina V. COLOMBO, Maialén G. ARDUSSO, Ana D. FORERO-LÓPEZ, Guido N. RIMONDINO, Melisa D. FERNÁNDEZ SEVERINI y Natalia S. BUZZI	368
Contaminación de microplásticos en un estuario altamente urbanizado utilizando la ostra invasora *Crassostrea gigas* como posible biomonitora	Maialen G. ARDUSSO, Martín SOTELO, Carolina COLOMBO, Natalia BUZZI y Melisa FERNANDEZ SEVERINI	373
Estudio histológico en branquias de *Cnesterodon decemmaculatus* de la cuenca alta y media del río Luján	Luis I TRÍPOLI, Liria B CAMPOS, Melina MAUAD, Amparo ARTEAGA, Natalia A OSSANA	378
Evaluación del efecto del Diclofenac sobre una cepa tolerante de *Scenedesmus acutus* (Chlorophyta)	Paloma MESSUTTI, Anahí MAGDALENO y Ángela JUÁREZ	383
Evaluación ecotoxicológica sobre el pez nativo *Cnesterodon decemmaculatus* en presencia de biofilm cultivado con o sin arsénico	Mauro J PALACIO, Ayelén A GONZÁLEZ NÚÑEZ, Bettina L EISSA, Patricia M CASTAÑÉ y Natalia A OSSANA	388
Toxicidad aguda del herbicida glufosinato de amonio y del insecticida lambdacialotrina para organismos característicos de arroyos pampeanos	Marina SOLIS, Jezabel PRIMOST, Morena PANTUCCI SARALEGUI, Silvia FANELLI, Hernán MUGNI y Carlos BONETTO	393
Efecto del sonido subacuático como estresor ambiental sobre parámetros bioquímicos indicadores de estrés en una especie clave de cangrejo de un humedal costero de la Provincia de Buenos Aires	Marina PROVENZAL, Solana Morena SNITMAN, Francesca Maria MITTON, Maria CERAULO, Giuseppa BUSCAINO, María Andrea GAVIO y María Paz SAL MOYANO	398
Evaluación genotóxica de concentraciones ambientales de microformulaciones de pesticidas en larvas de *Rhinella arenarum*	Milagros LABORDE, Celeste RUIZ DE ARCAUTE, Marcelo LARRAMENDY y Sonia SOLONESKI	403
Ivermectina: bioacumulación y transferencia a través de los estados de desarrollo en *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae)	Camila LORENTE, Leticia MESA, Luciana MONTALTO, María Florencia GUTIÉRREZ, María Victoria MIRÓ, y Adrián LIFSCHITZ	407
Evaluación daño oxidativo inducido por pesticidas en el poecílido *Cnesterodon decemmaculatus*	Celeste RUIZ DE ARCAUTE, Milagros LABORDE, Marcelo L LARRAMEND y Sonia SOLONESKI	412
Colonización del ensamble de diatomeas en arroyos agrícolas de la llanura pampeana	Micaela Ailén MUJICA, Joaquín COCHERO y María Mercedes NICOLOSI GELIS	417
Cuantificación y clasificación de microplásticos en aguas de la Cuenca Matanza-Riachuelo	Magali MORENO, Santiago GOIN, Alicia F. de IORIO y Martha BARGIELA	422
Biomarcadores genotóxicos y contenido de Arsénico en poblaciones de un pez nativo habitante natural del río Luján	Ayelén A. González Nuñez, Mauro J. Palacio, Rolando M. Caraballo, Martina M. Mastrángelo, Andres Pighín y Natalia A. Ossana	427
Eje 6 **Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia**		
Sistema de Alerta Temprana Napostá. Tecnología al servicio de la comunidad de Bahía Blanca	Sandra N. FERNÁNDEZ, Miguel A. FLORES y Pablo O. ABALO	433
PreserVamos: experiencia de ciencia participativa para el monitoreo de ambientes acuáticos continentales	María Agostina PECILE, Alejo BONIFACIO, María Mercedes NICOLOSI GELIS, María Belén SATHICQ, Alan Santiago TARDA, Fernanda AUN CASTELLS, Lorena MOSCOVICH y Joaquín COCHERO	438

Efectos indirectos del COVID-19 sobre el turismo y la calidad de agua en la Costa Atlántica Argentina	Carla V. SPETTER, Eleonora M. FERNÁNDEZ, Ma. Angeles SPEAKE, Benjamín ABASTO, John E. GARZÓN CARDONA, Ma. Elizabeth CARBONE, Melisa FERNÁNDEZ SEVERINI, Ana Ma. MARTINEZ	443
Vinculación entre gestión pública y ámbito académico para el manejo de un lago urbano. El caso del Lago Los Patos, Bahía Blanca	Paula A. ZAPPERI, Vanesa Y. BOHN, Ana M. MARTÍNEZ, Luciana TARSIA, Guillermo PERA VALLEJOS, Cristina PITSCH, Pablo BIANCO	448
La representación de las macrófitas en las ediciones del Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos: una mirada desde la Disparidad Perceptual hacia las Plantas	Juan M. GOYENETCHE y Rosa L. SCARAMUZZINO	453
Humedales urbanos, el territorio en disputa: Experiencia de diseño participativo de un humedal fluvial en el Área Metropolitana de Buenos Aires	Bárbara M. GOMEZ, Martín SARACENO, Samuel DIAZ, Sebastián GOMEZ LUGO, Nehuen P. SERPA y Martín GRAZIANO	458
Eje 7 Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos		
Circulación atmosférica local en un cuerpo de agua somero de la Región Pampeana (Argentina)	Andrea Soledad BRENDEL y María Cintia PICCOLO	465
Influencia de la brisa marina sobre la laguna Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina)	Andrea Soledad BRENDEL y María Cintia PICCOLO	470
Distribución espacial de humedales en la matriz agropecuaria de la región pampeana. Aproximación desde la cartografía de suelos	Soledad NOMDEDEU y Patricia KANDUS	475
Aclimatación osmótica de la especie dulceacuícola Ulva flexuosa (Ulvophyceae)	Yasmín ZARATE, Carolina FERNÁNDEZ y M. Cecilia GAUNA	480

PRÓLOGO

El lema del EMEAP 2022 es *Integrando conocimientos para una gestión sostenible.* Una gestión sostenible implica el cumplimiento de los principios de un desarrollo sustentable, es decir, generar la capacidad de satisfacer las necesidades humanas actuales sin que ello comprometa la satisfacción de necesidades futuras. Llevar a cabo una gestión sostenible en los ecosistemas acuáticos no es una tarea sencilla, dado que el desarrollo sostenible de los mismos está afectado por una serie de factores, como la variabilidad climática, las fluctuaciones naturales del recurso hídrico y las presiones provocadas por las actividades humanas, entre otros. Una gestión sostenible implica valores humanos, éticos y medioambientales que aporten calidad y excelencia para dotar a las comunidades de una herramienta de referencia, para el desarrollo sostenible de las instituciones asegurando así la competitividad y fortaleciendo el tejido económico y social del planeta.

La región pampeana, zona temática de este congreso científico, es una de las más importantes del territorio argentino por sus características de clima y suelo, que la convierten en una zona agrícola - ganadera por excelencia y, por ende, de gran actividad humana. Por otro lado, es una llanura que presenta una significativa vulnerabilidad ante eventos hidrológicos extremos, tanto de déficit como de exceso hídrico. Zonas de la región pampeana se ven afectadas de forma diferente ante estos eventos de sequía o inundaciones. Las fluctuaciones del recurso hídrico afectan la flora y la fauna, como así también las actividades humanas. Por lo tanto, los resultados que compartiremos en este congreso tienen como objetivo aportar investigación e información a la comunidad científica, a los diferentes actores sociales y a los tomadores de decisión, para lograr un mejor conocimiento y una gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos pampeanos.

El primer EMEAP se desarrolló en la ciudad de Junín en noviembre de 2000, organizado por dicho Municipio y la Facultad de Agronomía de la UBA, liderando la coordinación del mismo el Dr. Rolando Quirós. Veintidós años después y continuando la tradición de la última reunión efectuada en el año 2019, solicitamos Artículos Breves como un modo de reunir documentos de mediana extensión que contengan de manera sintética los resultados de las investigaciones. Los trabajos de investigación son de una longitud suficiente para incluir ilustraciones, tablas, y un desarrollo moderado de un artículo de investigación. Agradecemos a los autores de los trabajos que nos acompañaron en esta propuesta del EMEAP 2022 y a los evaluadores que se mencionan en el Comité Científico por sus valiosos aportes.

El libro está organizado según los ejes temáticos considerados: (1) Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos, (2) Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos, (3) Servicios Ecosistémicos, (4) Biodiversidad, (5) Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples, (6) Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia y (7) Interacción entre ambientes

acuáticos continentales y marinos e incluye la totalidad de los trabajos presentados en el congreso, tanto en modalidad de presentación oral como póster, a los que incorporamos reseñas de las conferencias invitadas y las mesas redondas.

Comité Organizador
Bahía Blanca, 7 de noviembre de 2022

Conferencias



Fotografía de Ana Martínez. Laguna Chasicó.
Partido de Villarino. Provincia de Buenos Aires.

Vientos del antropoceno sobre los ecosistemas acuáticos pampeanos

Dr. Adonis Giorgi

INEDES (CONICET-UNLu) y Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. Nº5, Luján, Buenos Aires, B6700ZBA, Argentina.
*Correspondencia: E-mail: adonisgiorgi16@gmail.com

Resumen

El objetivo es analizar el conjunto de factores de estrés que afectan a los ecosistemas acuáticos en la actualidad como un emergente del antropoceno, a la vez que considerar alternativas para que esta "era" se transforme en un producto cultural y deje de tener implicancias a nivel geológico y planetario para la supervivencia humana.

El antropoceno ha sido designado como "la era del hombre". Aquella donde las acciones ejercidas sobre los distintos ecosistemas produce cambios que quedan registrados en suelos, rocas o registro fósil. Para ser considerada una era comparable a eras geológicas, esos cambios deben poder registrarse en todo el planeta. El primer punto de la presentación indaga sobre si hay registro de dichos cambios en la zona pampeana y particularmente en los ecosistemas acuáticos.

El segundo punto es discutir, cómo afectarán dichos cambios a la estructura y funcionamiento de esos ecosistemas y si será posible evitarlos, detenerlos o manejarlos de algún modo. Este punto lleva a indagar, una vez más, cuál es la relación entre estado, sociedad y empresa y dentro del estado cómo funciona la relación entre investigación y gestión. En ese sentido se propondrán algunas estrategias que puedan cambiar y mejorar dicha relación. Se presentarán algunas experiencias que intentaron un vínculo más fluido entre Universidades e Institutos con asociaciones ambientalistas y se analizan sus resultados y los cambios producidos.

Finalmente se sostiene que si bien existen soluciones tecnológicas y ecológicas para muchos de los problemas actuales, los ecosistemas acuáticos pampeanos están sufriendo los cambios del antropoceno y no tenemos soluciones perdurables desde el quehacer ciudadano, pero tampoco desde la gestión o la investigación. Esto nos lleva a proponer la realización de un nuevo esquema de vínculos que no sirva únicamente para difundir conocimientos sino para lograr que se rompa la inercia de las acciones y soluciones que se utilizan para enfrentar los problemas ambientales. En un paisaje pampeano donde los vientos del antropoceno ya soplan con fuerza y constantemente, parece lejana la posibilidad de comenzar a dejar esa era atrás para avanzar hacia un ecoceno. Solo podemos intentarlo si estamos convencidos que es algo necesario para sobrevivir como especie.

Referencias

Crutzen, P.J. 2002. Geology of Mankind. Nature 415: 23. Doi: 10.1038/415023a

Zelasiewicz, J. et al. 2008. Are we now living in the anthropocene? GSA Today 18 (2): 4-8. doi 10.1130/GSAT01802A.1.

Monitoreo ambiental de cuerpos de agua usando plataformas autónomas

Dr. Alejandro Vitale

Instituto Argentino de Oceanografía (IADO - CONICET – UNS)
Departamento de Geografía y Turismo (UNS)
Departamento de Ingeniería Eléctrica y Computadoras (UNS)

Resumen

Los cuerpos de agua continentales controlan numerosas funciones naturales primarias a nivel local-regional. Asimismo, el desafío de la gestión del agua puede entenderse como un equilibrio entre las diferentes demandas del agua, desde el saneamiento hasta la generación de energía y la protección de los ecosistemas. Todo ello implica un monitoreo continuo y frecuente que permita recopilar datos para adquirir conocimiento y tomar decisiones ambientalmente conscientes. En este contexto, los sensores y plataformas autónomas fijas (por ej., boyas) y móviles (por ej., drones acuáticos y aéreos) se están convirtiendo en tecnologías cada vez más importantes para el monitoreo del agua. Diversos estudios, ya a principios de la década de 2010, comenzaron a destacar que las futuras generaciones de este tipo de plataformas deberían reflejar tendencias asociadas a mayores niveles de autonomía, menor costo, mayor resistencia y mayor operatividad en red, entre otros. Estas tecnologías desplegadas en ambientes acuáticos resultan usualmente costosas, principalmente al ser consideradas con fines de investigación, máxime en países en desarrollo. En Argentina, la experiencia en monitoreo continuo y de alta frecuencia sobre cuerpos de agua continentales es incipiente. Como ejemplos, se pueden mencionar la instalación de boyas de monitoreo integral y de bajo costo en lagunas pampeanas y/o embalses (por ej., La Salada, Sauce Grande, Dique Paso Piedras, Púan y otras). Dichas boyas forman parte de la red EMAC (estación de monitoreo ambiental costero, http://emac.iado-conicet.gob.ar/) desarrollada por un grupo de investigadores del Instituto Argentino de Oceanografía, con experiencia desde los últimos 15 años. La red EMAC viene incorporado continuos avances tecnológicos, entre los que se destacan su adaptación a ambientes más complejos como es el caso del mar. Una de las características distintivas de este sistema es la flexibilidad por parte del usuario para la configuración del monitoreo (frecuencia de muestreo, selección de parámetros) de acuerdo a las necesidades. El uso simultáneo de varias plataformas tanto fijas como móviles representa una de las maneras más efectivas y prometedoras para el estudio de los cuerpos de agua.

Residuos contaminantes en peces: ¿ocuparse o preocuparse?

Dra. Alejandra Volpedo

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA), Facultad de Ciencias Veterinarias, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Av. Chorroarín 280, Buenos Aires C1427CWO, Argentina
Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Buenos Aires C1427CWO, Argentina.
*Correspondencia: E-mail: avolpedo@fvet.uba.ar/avolpedo@gmail.com

Resumen

La incorporación de proteínas es uno de los requerimientos más importantes de la dieta humana. Los peces y los productos de la pesca son uno de las fuentes de proteínas animales de mayor calidad y valor nutricional. Los peces provenientes de los cuerpos de agua de la llanura Chaco-Pampeana son receptores de muchos de los contaminantes producidos por las actividades humanas, así como algunos de origen natural. Estos contaminantes pueden ser desde metales pesados a metaloides como el arsénico que en nuestro país es de origen natural, o fármacos veterinarios y humanos, pesticidas y plaguicidas, entre otros. Muchos de estos contaminantes interactúan con el agua y los sedimentos y son incorporados a la biota acuática a través de las tramas tróficas y posteriormente pueden llegar al hombre al través de la dieta.

Es por ello que muchas veces se generan ideas o preconceptos infundados en la comunidad sobre el consumo de peces y sobre el potencial riesgo que los mismos representan para la salud de los consumidores. El objetivo de este trabajo se presenta un panorama sobre las tendencias actuales de la presencia de residuos contaminantes (metales y metaloides) en las principales especies de peces de cuerpos de agua chaco-pampásicos y se identificación y discuten vacíos de información en la temática.

Herramientas computacionales para la evaluación de estrategias de restauración de la calidad del agua

Dra. Vanina Estrada

Planta Piloto de Ingeniería química, CONICET-UNS.
Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur

Resumen

Las floraciones de cianobacterias (*blooms*) que se desarrollan en ambientes acuáticos continentales eutróficos representan un riesgo natural que impacta significativamente en diversos sectores socioeconómicos (pesca comercial, turismo, actividades recreativas) y en la salud pública. La descarga de nutrientes de origen antropogénico y el cambio climático actúan sinérgicamente promoviendo el desarrollo de blooms que llevan a pérdidas millonarias y comprometen la disponibilidad de agua potable y la salud pública a nivel global. Las cianobacterias formadoras de *blooms* son, en ciertas condiciones, capaces de sintetizar toxinas (cianotoxinas).

Los modelos matemáticos son herramientas útiles para profundizar la comprensión de los procesos que ocurren en ecosistemas acuáticos impactados por acción antrópica y proporcionan una base sólida para la planificación de estrategias de restauración de la calidad del agua.

En el grupo de Ingeniería de Procesos Químicos, Biológicos y Ecológicos del PLAPIQUI (UNS-CONICET) se han desarrollado modelos matemáticos biogeoquímicos para la evaluación de la aplicación de estrategias de restauración de la calidad del agua del embalse Paso de las Piedras. Este embalse, fuente de agua potable de Bahía Blanca, Punta Alta y un polo petroquímico, sufre el desarrollo de *blooms* de cianobacterias que comprometen la calidad del agua todos los años. Estos modelos están basados en primeros principios e incluyen balances de masa para los principales grupos de fitoplancton (cianobacterias, diatomeas y clorófitas), dos grupos de mesozooplancton (copépodos y cladóceros), tres tallas de *Odontesthes bonariensis* (pejerrey), nitrógeno (amonio, nitrato y nitrógeno orgánico), fósforo (fosfato y fósforo orgánico), oxígeno disuelto y carbono orgánico disuelto y particulado.

Los modelos matemáticos son formulados dentro del marco de un problema de optimización dinámica, con el objetivo de evaluar diversas estrategias de restauración. Las estrategias modeladas hasta el momento involucran humedales artificiales en los tributarios para disminuir la descarga de nutrientes como estrategia externa y la implementación de biomanipulación e islas flotantes artificiales como estrategias de manejo internas.

Por otra parte, se están desarrollando modelos metabólicos a escala genómica para el estudio de la producción de cianotoxinas para los dos géneros dominantes de los *blooms* que ocurren en el embalse Paso de las Piedras (*Microcystis* y *Dolichospermum*). La evaluación *in silico* de la influencia de las distintas condiciones ambientales sobre la distribución de flujos metabólicos y, en particular, sobre la síntesis de cianotoxinas permitirá conocer con mayor profundidad los procesos subyacentes al desarrollo de *blooms* tóxicos.

Servicios Ecosistémicos en sistemas lacustres: herramientas para el manejo sostenible de los recursos hídricos

Dra. Mariana I. Zilio

IIESS (UNS – CONICET) Departamento de Economía,Universidad Nacional del Sur

Resumen

La biosfera tiene valor en sí misma, derivada de sus propios atributos, pero adquiere particular importancia como prestadora de servicios ecosistémicos, entendidos como aquellos que contribuyen a incrementar el bienestar de las personas. Identificar y valorar dichos servicios requiere un profundo conocimiento de las dinámicas ecológicas de cada sistema, pero también del funcionamiento del sistema socio-ecológico que se establece y desarrolla alrededor de estos cuerpos de agua.

Desde el punto de vista económico, la valoración de los servicios ecosistémicos basada en métodos cuantitativos o participativos, puede proveer una herramienta valiosa para direccionar los esfuerzos de política ambiental y orientar la gestión de los recursos hacia la sostenibilidad.

Los Peces como Centinelas de Impacto Antrópico

Dr. Juan José Rosso

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires.
Grupo de Biotaxonomía Morfológica y Molecular de Peces, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires.

Resumen

En los últimos años el hombre ha generado un cambio de paradigma en el uso del suelo y otros recursos naturales, afectando el balance de los ciclos geoquímicos y biológicos. Como respuesta, los ecosistemas acuáticos están experimentando un deterioro sin precedentes de sus atributos físicos, químicos y estructurales. En la región Neotropical, esta tasa de deterioro es contemporánea con una elevada tasa de descripciones de nuevas especies de peces, lo que sin duda genera una situación de compromiso entre desarrollo humano y biodiversidad muy inconveniente.

La región pampeana sostiene uno de los paisajes más transformados de Argentina con un mosaico de actividades rurales, industriales y urbanizaciones, entre otras. Al mismo tiempo, los ecosistemas acuáticos se ven fragmentados por intervenciones hidráulicas. En gran parte de la región, a este escenario se le superpone la presencia de especies de peces invasoras.El tipo, dirección y magnitud de respuesta de los ensambles de peces pampeanos a esta batería de estresores no es claro. Estudios recientes han revisado el cambio en las comunidades de peces como respuesta a las actividades agropecuarias. Los efectos de la urbanización y las alteraciones hidrológicas a distintas escalas también han sido explorados.

Los resultados muestran que las comunidades de peces pampeanas son afectadas drásticamente por las actividades humanas. Entre ellas, la urbanización, a través de sus vertidos, produce uno de los impactos más notorios afectando la calidad de agua, la estructura del hábitat, la condición de las riberas y finalmente, la comunidad de peces. Bajo estas condiciones, la evidencia muestra que solo aquellas especies con estrategias de vida que le permiten tolerar ambientes altamente desfavorables son las que proliferan. Esto cambia drásticamente otros aspectos de los ecosistemas acuáticos como son las relaciones tróficas y entre organismos. Por ejemplo, la tachuela *Corydoras paleatus* y la madrecita de agua *Cnesterodon decemmaculatus* han mostrado ser de las pocas especies capaces de sobrevivir en aguas con tenores de oxígenos permanentemente críticos. En la tachuela, esto conduce a cambios en su ecología trófica y en sus ensambles parasitarios. Por otro lado, la presencia del ganado en pie sobre las riberas y en el mismo curso de agua, produce cambios en la estructura de hábitat y la ribera afectando las comunidades de peces. Algunas especies utilizan preferencialmente estas condiciones mientras que otras las evitan. La estructura de tallas de las poblaciones también se ve afectada. La intervención del hombre en lo que representa una de las obras hidráulicas de mayor magnitud de la región, el Dique Paso Piedras, genera cambios sustanciales en la distribución de las especies nativas y no nativas del sistema.

Las últimas investigaciones en la región pampeana demuestran que los patrones de cambios en las comunidades de peces frente a los disturbios antrópicos pueden ser utilizados como herramientas de diagnóstico y monitoreo. Del mismo modo, las actividades de restauración debieran considerar estos aspectos para el planeamiento de sus intervenciones y el seguimiento de sus indicadores.

Los peces demuestran ser buenos centinelas de los cambios introducidos por el hombre en sus ecosistemas. Evidentemente nos están diciendo algo. Demostremos también nosotros que somos capaces de entenderlos, atenderlos y remediarlos.

Eje 1

Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos



Fotografía de Lucas A. Martín. Laguna del Monte. Partido de Guaminí. Provincia de Buenos Aires.

Factores biológicos que afectan la dinámica, transferencia y retención de silicio en una laguna pampeana del sudeste bonaerense

Natalia BORRELLI[a,b*], Asunción ROMANELLI[a,b], Mariana FERNÁNDEZ HOINAINE[a,b], Marcelo FARENGA[a], Ana FABIANI[b], Karina Soledad ESQUIUS[a] y Margarita OSTERRIETH[a,b]

[a] Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Comisión de Investigaciones Científicas, Funes 3350, 7600 Mar del Plata, Argentina
[b] Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CC 1260, 7600 Mar del Plata, Argentina
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: nlborrel@mdp.edu.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

Si bien los lagos someros regulan la retención, el transporte y la descarga de silicio a áreas costeras mediante el procesamiento de sílice biogénica, estos flujos son aún poco conocidos. Este trabajo evaluó la variación espacio-temporal y los principales factores hidrológicos y biológicos que afectan el contenido y retención de silicio en una laguna pampeana típica del sudeste bonaerense. Se trabajó en la Cuenca de la Laguna de Los Padres, un área de uso mixto del suelo (agrícola-urbano). Para la determinación de silicio disuelto, se tomaron muestras de agua de los arroyos afluente y efluente y de la laguna, y de agua subterránea. La retención de silicio se calculó a partir de la carga de silicio en los arroyos. El pool de sílice biogénica en las macrófitas se cuantificó utilizando la biomasa de macrófitas emergentes, la producción fitolítica e imágenes satelitales. La comunidad fitoplanctónica fue descripta por el contenido de clorofila y la identificación de especies dominantes. El aporte constante de agua subterránea enriquecida en silicio (≈ 833 µM) controló el contenido de silicio disuelto en el arroyo afluente (≈ 900 µM). El contenido de silicio en la laguna fue menor que en los arroyos y agua subterránea, y aumentó con el tiempo (233 a 567 µM). Dado que las macrófitas produjeron un pool de sílice biogénica constante (1.4 tSi año-1), el reemplazo de diatomeas por cianobacterias debido al proceso de eutrofización de la laguna sería el factor que controló la dinámica de silicio, y su rol como fuente/sumidero de este elemento. Estos procesos biogeoquímicos regulan la transferencia de silicio hacia el arroyo efluente y, en consecuencia, su descarga al océano (≈ 630 tSi año-1). Es necesario incrementar estos estudios para una mejor comprensión del rol de las lagunas en el ciclo global del silicio.

Palabras clave: biomineralizaciones; sílice biogénica; sílice amorfa; ciclo biogeoquímico del silicio

1. Introducción

Los lagos someros juegan un papel clave en los ciclos biogeoquímicos, en la vinculación de los ecosistemas terrestres y costeros, y en el almacenamiento y reciclado de nutrientes esenciales. El silicio (Si) es un nutriente esencial que regula la producción primaria y el funcionamiento ecológico de los ecosistemas acuáticos (Struyf y Conley, 2009). Se presenta en forma disuelta (SiD) o particulada, esta última como minerales inorgánicos y sílice amorfa

inorgánica y biogénica (SiB). Dentro de la SiB, los frústulos de las diatomeas, las testas de amebas, las espículas de poríferos y los silicofitolitos (sílice amorfa producida por macrófitas) son los componentes más representativos (Struyf y Conley, 2009).

Existen varios factores involucrados en la dinámica del SiD en cuerpos de agua. Las macrófitas y el fitoplancton actúan como fuente/sumidero de Si a través de la producción y disolución de SiB, especialmente en ambientes alcalinos donde los procesos de disolución de la sílice amorfa se incrementan (Hassan *et al*., 2020). La vegetación y el manejo del suelo en la cuenca también controlan los flujos de SiD a los ecosistemas acuáticos debido al aporte de SiB por parte de las plantas, a los procesos de lavado continental por la erosión de los suelos y la interacción suelo-agua subterránea-agua superficial (Fernández Honaine *et al.*, 2009; Latorre *et al*., 2012).

La escasez de información sobre la dinámica del Si en ecosistemas acuáticos del Hemisferio Sur genera incertidumbres en la estimación de los patrones a escala global que determinan la dinámica y remoción de SiD en ambientes continentales y su descarga a las zonas costeras. Por lo cual, el objetivo de este estudio fue evaluar la variación espacio-temporal y los principales factores hidrológicos y biológicos que afectan el contenido y retención de silicio en una laguna pampeana típica del sudeste bonaerense.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La cuenca de la Laguna de Los Padres tiene un área de 102 km^2 y se localiza en el sector sudeste de la Provincia de Buenos Aires. La Laguna de Los Padres es un cuerpo de agua permanente, somero, polimíctico (216 ha y una profundidad promedio de 1.2 m), y naturalmente eutrófico. Posee un único afluente y efluente, los arroyos de Los Padres y de La Tapera respectivamente. El modelo hidrológico para la laguna establece una relación efluente-influente con el acuífero (Quiroz Londoño *et al.*, 2020). El arroyo de La Tapera posee una compuerta en sus nacientes que regula el nivel y la velocidad del flujo de agua. La zona litoral de la laguna está dominada por el junco *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae).

2.2. Contenido de silicio en aguas superficiales y subterráneas

Se tomaron muestras de agua en los arroyos y en la laguna con una frecuencia estacional, durante los años 2013 y 2015. Además, se recolectaron muestras de agua subterránea asociadas a los puntos de muestreo de agua superficial. Las muestras fueron filtradas con membranas de nitrocelulosa de 0.45µm de poro, y la concentración de silicio (SiO_2) se determinó por el método de silicomolibdato utilizando espectrofotometría UV-vis.

La capacidad de retención de SiD de la laguna se estimó mediante la siguiente ecuación (Harrison *et al*., 2012):

$$(SiD_{in} - SiD_{out})/SiD_{in} \quad (1)$$

donde SiD $_{in/out}$ es la carga media de silicio que se estima ingresa (vía su arroyo afluente)/se pierde (vía su arroyo efluente) de la laguna. La carga de SiD se calculó como el producto del caudal de entrada/salida (Q) y la concentración de SiD en los respectivos arroyos.

2.3. Estimación del pool de SiB en macrófitas emergentes

La producción total de SiB de *Schoenoplectus californicus* en toda la laguna se estimó considerando datos de biomasa, producción de silicofitolitos (Fernández Honaine *et al.*, 2009) y estimaciones del área cubierta por el junco a través de imágenes satélite de Google Earth.

2.4. Descripción de la comunidad fitoplanctónica

Para la determinación de la estructura (composición de especies y abundancia) y biomasa (concentración de clorofilas *a*, *b* y *c*) de la comunidad fitoplanctónica se recolectaron muestras de 2.5 L de agua de la laguna a lo largo del período de muestreo. El contenido de clorofila fitoplanctónica se determinó mediante espectrofotometría, previa extracción con acetona al 90%, en base a ecuaciones tricromáticas (Jeffrey y Humphrey, 1975). Las especies dominantes y co-dominantes del fitoplancton se identificaron utilizando microscopía óptica.

2.5. Análisis estadístico de los datos

Las diferencias entre el contenido de SiD en los diferentes sistemas acuáticos, y entre las concentraciones de clorofila *a*, *b* y *c* en la laguna, se analizaron mediante los test de Kruskal-Wallis y de comparaciones múltiples no paramétricos (Zar, 1984).

3. Resultados y Discusión

El contenido de SiD en la laguna se incrementó en el tiempo, y en general fue menor que en los arroyos y el agua subterránea ($p \leq 0.001$), no observándose diferencias estacionales ($p>0.05$) (Tabla I, Figura 1). Los elevados contenidos de SiD en los arroyos, fundamentalmente en el arroyo afluente, podrían deberse al aporte constante de agua subterránea enriquecida en Si (Quiroz Londoño et al., 2020). Los menores valores registrados en la laguna estarían indicando procesos de reciclado y/o retención del silicio. El incremento en el contenido de SiD en el tiempo, y sin diferencias estacionales, difiere de patrones previos registrados en la laguna, donde se observaron valores que no superaron los 167 µM y una variación estacional en relación con el ciclo de vida de las diatomeas (Borrelli et al., 2012).

La producción de silicofitolitos en el junco (S. californicus) promedió los 0.07 ± 0.03 gSi g tejido-1. Teniendo en cuenta que la biomasa áerea es de 62.7 ± 24.3 g m-2, el pool de SiB aportado por el junco representa 4.3 gSi m-2 . Dado que no se han observado diferencias en su área de cobertura (38.8 ha en 2013 y 38.6 ha en 2015), el aporte constante de SiB a la laguna a través de esta macrófita (≈ 1.4 ± 0.03 tSi año$^{-1,}$ Figura 1) no podría explicar el incremento de SiD con el tiempo en el cuerpo de agua.

Con respecto a la estructura y biomasa de la comunidad fitoplanctónica, las concentraciones de clorofila *a*, *b* y *c* en 2013 (48, 15 y 8 µg L^{-1}, respectivamente) fueron más bajas que en 2015 (118, 38 y 10 µg L^{-1}, respectivamente) ($p<0.001$, $p<0.001$, $p=0.010$ respectivamente).

En 2013, se observó una mayor diversidad de algas, con dominio de la cianobacteria *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, codominancia de diatomeas pennadas (*Ephitemia sorex*, *E. adnata* y *Amphora ovalis*), y la presencia de clorofitas, euglenofitas y otras cianobacterias. En 2015, un bloom de *S. aphanizomenoides* cambió la estructura de la comunidad coexistiendo sólo con algunas pocas especies de algas. Este cambio en la estructura del fitoplancton, sumado al pH alcalino de la laguna (8.9 ± 0.9), podrían explicar el incremento en la disponibilidad de silicio disuelto con el tiempo (Esquius y Escalante, 2012; Borrelli *et al.*, 2012), como así también el cambio en el carácter de fuente/sumidero de la laguna (Frings *et al.*, 2016). En este sentido, la laguna cambió de un estado de sumidero de Si en 2013, reteniendo aproximadamente el 70% del aporte de SiD, a un estado de fuente de Si en 2015, donde el SiD que ingresó se perdió a través del arroyo efluente (Figura 1).

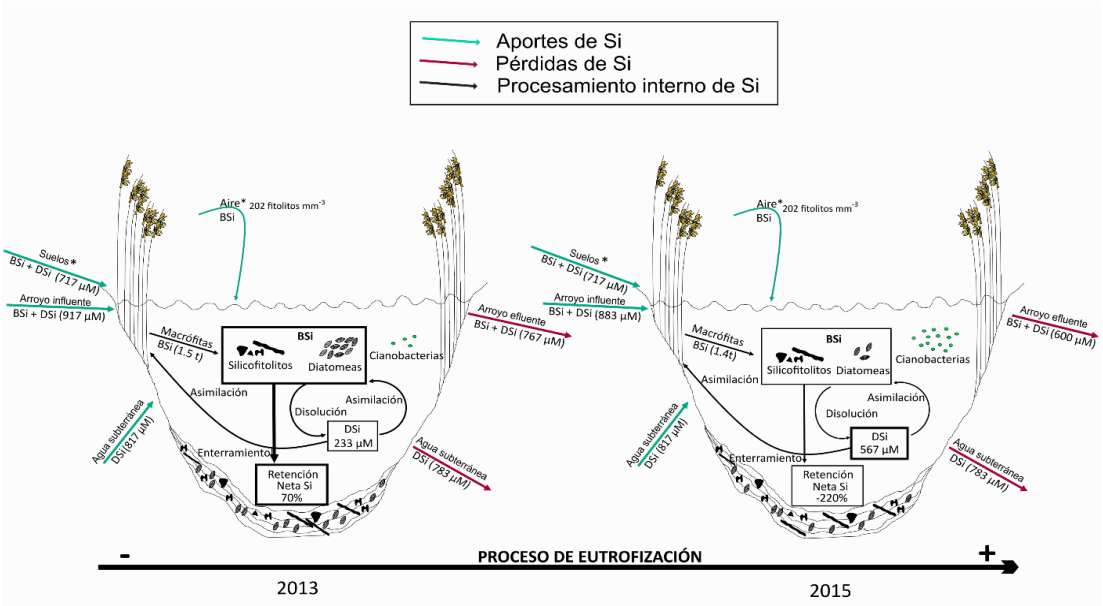


Figura 1. Conceptualización de la dinámica de SiD en una típica laguna pampeana, en un escenario de eutrofización creciente. *Borrelli *et al.*, 2010; Latorre *et al.*, 2012

		2013				2015		
		Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Otoño	Invierno	Primavera
Agua superficial	A	1067±350	817±233	----	733±467	767±267	800±350	1117±350
		917±383a					**883±333a**	
	L	250±117	200±50	233±117	217±150	617±133	400±83	600±133
		233±117b				**567±150c**		
	E	833±200	783±383	1000±150	633±367	783±200	583±333	333±200
		800±300a					**600±300a**	
Agua subterránea		-----					**800±200**	

Tabla I. Contenido estacional y contenido medio anual de SiD (µM) (datos en negrita). A: afluente, L: laguna, E: efluente. Letras mayúsculas indican diferencias estacionales en el mismo cuerpo de agua (p> 0.05). Letras minúsculas indican diferencias en el contenido medio anual de SiD entre años y cuerpos de agua (p≤0.001).

4. Conclusiones

Los ecosistemas acuáticos regulan la retención, el transporte y la descarga de Si a las áreas costeras, dependiendo principalmente de procesos mediados biológicamente a través de la síntesis, retención y descomposición de SiB.

Agradecimientos: PICT 2495 (ANPCyT), PIP 0350 (CONICET), EXA 465/09, 606/12, 741/15, 792/16 (FCEyN-UNMdP)

Referencias bibliográficas

Borrelli N, Alvarez MF, Osterrieth M, Marcovecchio J. 2010. Silica content in soil solution and its relation with phytolith weathering and silica biogeochemical cycle in Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina-a preliminary study. *J Soil Sediment* 10: 983–994

Borrelli N, Osterrieth M, Romanelli A, Alvarez MF, Cionchi JL, Massone H. 2012. Biogenic silica in wetlands and their relationship with soil and groundwater biogeochemistry in the Southeastern of Buenos Aires Province, Argentina. *Env E Sci* 65(2): 469-480

Esquius KS, Escalante AH. 2012. Periphyton assemblages and their relationships with environmental variables in a eutrophic shallow lake from Pampa Plain, Argentina. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 7(2): 57-72

Fernández Honaine M, Zucol A, Osterrieth M. 2009. Plant communities and soil phytolith assemblages relationship in native grasslands from southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Catena* 76: 89-96

Frings PJ, Clymans W, Fontorbe G, Christina L, Conley DJ. 2016. The continental Si cycle and its impact on the ocean Si isotope budget. *Chemical Geology* 425: 12-36

Harrison JA, Frings PJ, Beusen AH, Conley DJ, McCrackin ML. 2012. Global importance, patterns, and controls of dissolved silica retention in lakes and reservoirs. *Global biogeochemical cycles* 26(2)

Hassan GS, De Francesco CG, Díaz MC. 2020. Actualistic Taphonomy of Freshwater Diatoms: Implications for the Interpretation of the Holocene Record in Pampean Shallow Lakes. En: Martínez S, Rojas A, Cabrera F (eds.) *Actualistic Taphonomy in South America. Topics in Geobiology*, vol 48. Springer, Cham. 89-109

Jeffrey SW, Humphrey GF. 1975. New spectrophotometricequations for determining chlorophyll a, b, c_1 and c_2 in higherplants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol.Pflanz*. 167: 191-194

Latorre F, Fernández Honaine M, Osterrieth M. 2012. First report of phytoliths in the air of Argentina. *Aerobiología* 28: 61-69

Quiroz Londoño OM, Romanelli A, Martínez DE, Massone HE. 2020. Water exchange processes estimation in a temperate shallow lake based on water stable isotope analysis. *Isotopes in Environmental and Health Studies*: 1-15

Struyf E, Conley D. 2009. Silica: an essential nutrient in wetland biogeochemistry. *Front Ecol Environ* 7(2): 88–94

Zar JH. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.

Producción de silicofitolitos de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják y su influencia en el ciclo biogeoquímico del silicio en una laguna del SE bonaerense (Nahuel Ruca, Partido de Mar Chiquita)

Mariana FERNÁNDEZ HONAINE[a,b,c*], Natalia L. BORRELLI [a,b,c] y Micaela PAOLICCHI[a]

[a] Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, FCEyN, UNMdP-CIC, Mar del Plata.
[b] Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, FCEyN, UNMdP-CONICET, Mar del Plata.
[c] CONICET
[*] E-mail: fhonaine@mdp.edu.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos.

Resumen

Los silicofitolitos (sílice amorfa biogénica de origen vegetal) constituyen una importante fuente de silicio (Si) en ecosistemas terrestres y acuáticos. Los juncos (*Schoenoplectus californicus*), al igual que el resto de las especies de Cyperaceae, Poaceae y Arecaceae, son importantes productores de silicofitolitos. Una vez que las plantas mueren, éstos se incorporan a los suelos, donde pueden disolverse y liberar silicio. En particular, los silicofitolitos del junco se consideran relativamente lábiles, constituyendo una fuente importante de Si en lagunas. El objetivo del trabajo fue analizar el contenido de silicofitolitos en una población de juncos en una laguna pampeana típica del sudeste bonaerense durante 5 años, y su relación con la disponibilidad de Si en el agua y el desarrollo de los tallos. Se aplicaron técnicas de calcinación para la cuantificación de silicofitolitos en las plantas y el método del silicomolibdato y espectrofotometría UV-vis para la determinación de Si en aguas. Por último, se estimó la producción de silicofitolitos por unidad de superficie del juncal. *Schoenoplectus californicus* acumula un promedio de 5.82 g silicofitolitos/100 g tejido, siendo el contenido similar al de varias gramíneas, y mayor que otras especies de humedales. No se registraron variaciones en el contenido a lo largo de los años, a pesar de observarse variaciones en la disponibilidad de Si en el agua y en el desarrollo de los tallos. La variación en la producción y aporte de silicofitolitos dependería de otras variables como la biomasa o la cobertura del juncal. Por lo que es necesario a futuro, incorporar el análisis de estas variables (biomasa y cobertura) a lo largo del tiempo, de manera de entender las variaciones en el aporte de silicofitolitos a los sistemas acuáticos, aspecto fundamental para la comprensión del ciclo biogeoquímico del Si en estos ambientes.

Palabras clave: biomasa; biomineralizaciones; junco; silicofitolitos; sudeste bonaerense; tallo

1. Introducción

Las biomineralizaciones de sílice amorfa o silicofitolitos son depósitos de SiO_2 localizados en los tejidos vegetales, y producidos como consecuencia de la actividad metabólica de las plantas (Gomes Coe *et al*., 2014). Una vez que éstas mueren, y los tejidos se degradan, los silicofitolitos pasan a formar parte de los suelos y sedimentos, donde pueden conservarse o degradarse, constituyendo así una importante fuente de silicio (Si) a los sistemas terrestres y acuáticos (Carey y Fulweiler, 2012).

Los juncos (*Schoenoplectus californicus*), al igual que el resto de las especies de Cyperaceae, son, junto a Poaceae y Arecaceae, importantes productores de silicofitolitos (Piperno, 2006). La acumulación de silicofitolitos en esta especie ha sido registrada en los tallos aéreos, rizomas e inflorescencias, y los depósitos se localizan en células epidérmicas, parénquima y

aerénquima principalmente (Fernández Honaine *et al.,* 2009; 2013; Altamirano *et al.,* 2017). En general, son relativamente lábiles y no suelen permanecer en los suelos asociados a juncales, al contrario de lo que sucede con los silicofitolitos de las gramíneas o palmeras (Osterrieth *et al*., 2009). Esto indica que el aporte de silicio desde los silicofitolitos de los juncos al sistema es importante, por lo cual conocer la dinámica de su producción puede ser relevante para el conocimiento del ciclo de biogeoquímico del Si en ambientes acuáticos (Schoelynck y Struyf, 2016). El contenido de silicofitolitos en una planta aumenta con la edad de la misma, pero también puede verse afectado por la disponibilidad de silicio en el suelo, las condiciones ambientales y con condiciones internas de las plantas (Piperno, 2006).

Con el propósito de analizar en detalle las posibles variaciones en el contenido de sílice amorfa producida y luego incorporada a los suelos de los humedales, se presenta este trabajo. El objetivo es analizar el contenido cualitativo y cuantitativo de silicofitolitos en una población de juncos asociada a una laguna pampeana típica del sudeste bonaerense a lo largo de 5 años, y su relación con la disponibilidad de Si en el agua superficial y con variables biológicas (altura de los juncos). Estos datos se compararon con datos previos obtenidos en lagunas y cuerpos de agua de la zona, a fin de analizar la posible variabilidad entre microambientes. Finalmente, se estimará el aporte de silicofitolitos al cuerpo de agua considerando la biomasa del juncal con el objeto de comparar el potencial aporte respecto de otras comunidades vegetales y su rol en el ciclo biogeoquímico del Si en ambientes acuáticos continentales.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio y muestreo de plantas y agua superficial

El estudio se llevó a cabo en la laguna Nahuel Ruca, ubicada en la estancia del mismo nombre, en el partido de Mar Chiquita, Buenos Aires (37° 37′ 31.64″ S; 57° 25′ 17.43″ O). Los muestreos se realizaron durante el mes de marzo de los años 2018 al 2022 inclusive. Se seleccionaron cinco puntos a los largo de la costa este de la laguna y en cada uno se recolectaron 5 plantas maduras, senescentes o con fructificación. El muestreo de agua se llevó a cabo en 5 puntos dentro del cuerpo de agua y 5 puntos en el borde del mismo.

2.2. Contenido de silicofitolitos en las plantas y DSi (silicio disuelto) en agua superficial

De cada sitio, se seleccionaron las partes medias de tres tallos (el más alto, el más bajo y uno intermedio) conformando una muestra compuesta. Los tallos fueron lavados con agua destilada y detergente y colocados en ultrasonido para lograr la correcta eliminación de contaminantes. Luego, fueron secados en estufa por 24 hs a 60ºC y pesados, constituyendo éste el peso inicial (peso seco). Para la extracción de los silicofitolitos se empleó la técnica de calcinación de Labouriau (Campos y Labouriau, 1969). Las cenizas obtenidas, compuestas por silicofitolitos, fueron pesadas (peso final) y luego montadas en aceite de inmersión para

su observación al microscopio óptico a 40x. El contenido de silicofitolitos fue calculado de la siguiente manera (Fernández Honaine *et al*., 2009):

Contenido de silicofitolitos (g Silicofitolitos/g de tallo) = peso final/peso inicial (1)

Las muestras de agua fueron filtradas con filtros de nitrocelulosa de 0.45 µm de poro, con bomba de vacío. La concentración de DSi en éstas se determinó por el método de silicomolibdato utilizando espectrofotometría UV-vis.

2.3. Variables biológicas, cálculo de biomasa y estimación del aporte de silicofitolitos

En cada sitio se calculó la altura de los 5 juncos muestreados, obteniéndose la altura promedio de cada año. Para poder estimar el aporte de silicofitolitos en relación a la biomasa total de juncos, en marzo del 2022, se estimó la biomasa en 5 plots. En cada uno de ellos se estimó la cobertura de los juncos en un cuadrante de 0.25 m^2. Luego, en un cuadrante de 0.1 x 0.1 m dentro del sector del junco, se cortaron al ras del suelo y se recolectaron todos los tallos vivos. El material se secó en estufa por 48 hs a 60ºC y luego se pesó. Se calculó la biomasa en el cuadrante menor, y luego considerando el área total y la cobertura del junco en el cuadrante mayor, se estimó la biomasa promedio de los 5 plots. El aporte de silicofitolitos por m^2 (g silicofitolitos/m^2) se estimó multiplicando el valor medio de contenido de silicofitolitos (g Si/g tejido) y el valor de biomasa obtenido (g/m^2).

2.4. Análisis de datos

Se realizaron tests de Kruskal Wallis y no paramétricos de comparaciones múltiples para analizar diferencias entre los contenidos de silicofitolitos y DSi, y correlaciones no paramétricas de Spearman para analizar las relaciones entre las variables (Zar, 1984).

3. Resultados y Discusión

El contenido medio de silicofitolitos en los tallos del junco fue de 5.82 +/- 2.87 g/100 g tejido (Figura 1 A). Este valor se halla dentro del rango reportado para juncos de otras lagunas o cuerpos de agua del sudeste bonaerense (valor medio= 6.68 g/100g tejido; Fernández Honaine *et al.*, 2013), pero son relativamente mayores a los reportados para otras especies de humedales (no gramíneas o ciperáceas) en otras partes del mundo (Struyf *et al.,* 2005; Schoelynck *et al*., 2010). Los análisis estadísticos mostraron que no hay diferencias significativas en el contenido entre los cinco años ($X=3.31$, $p> 0.05$). Esto indicaría que la producción de silicofitolitos en esta población de juncos se mantiene constante. Asimismo, puede considerarse que los valores no fluctúan entre poblaciones de distintos ambientes (Fernández Honaine *et al.,* 2013). Los silicofitolitos producidos se asocian a depósitos en distintos tipos celulares: en células epidérmicas, en células estrelladas del aerénquima, en células parenquimáticas subepidérmicas y parenquimáticas asociadas a los espacios aéreos (Figura 1 B-E).

La altura media de los tallos varió en los cinco años analizados ($X= 31.01$, $p< 0.001$). Si bien la presencia de depósitos de sílice amorfa en determinados tejidos (por ejemplo el

aerénquima) se asocia a una mayor estabilidad estructural (Schoelynck *et al.*, 2010; Fernández Honaine *et al.*, 2013), no se halló una correlación significativa entre el contenido de silicofitolitos y la altura de los tallos (t= 0.70, p >0.05). Es así que las diferencias en el desarrollo de los juncos podrían deberse a diferencias específicas de la dinámica del borde de la laguna y/o condiciones microambientales particulares en cada año.

El aporte de sílice amorfa de una población depende no sólo de la producción por g de tejido, sino también de la biomasa de esa población. Por lo cual se estimó la producción de sílice amorfa por unidad de superficie en la etapa de senescencia de la especie. Considerando el valor de biomasa estimado (123.5 g/m^2) y la acumulación de sílice amorfa media (0.05 g Si/g tejido), el aporte de silicofitolitos del juncal fue de 7.2 g/m^2. Prácticamente no existen valores de referencia al respecto en especies de humedales; solo es posible encontrar antecedentes en especies de cultivos (grandes acumuladoras de silicofitolitos) a nivel mundial, donde la producción de silicofitolitos se relaciona con la variación en la producción de biomasa (Carey y Fulweiler, 2012).

El contenido de DSi en aguas fue variable entre años (Figura 1 A), sin embargo esto no afectó al contenido de sílice amorfa acumulado en los juncos. Incluso, no se observó una correlación entre el contenido de DSi en aguas y silicofitolitos en plantas (t=-0.4, p>0.05), lo que podría indicar que el rango de variación en la disponibilidad de DSi no es suficiente para que se vea reflejado en las plantas.

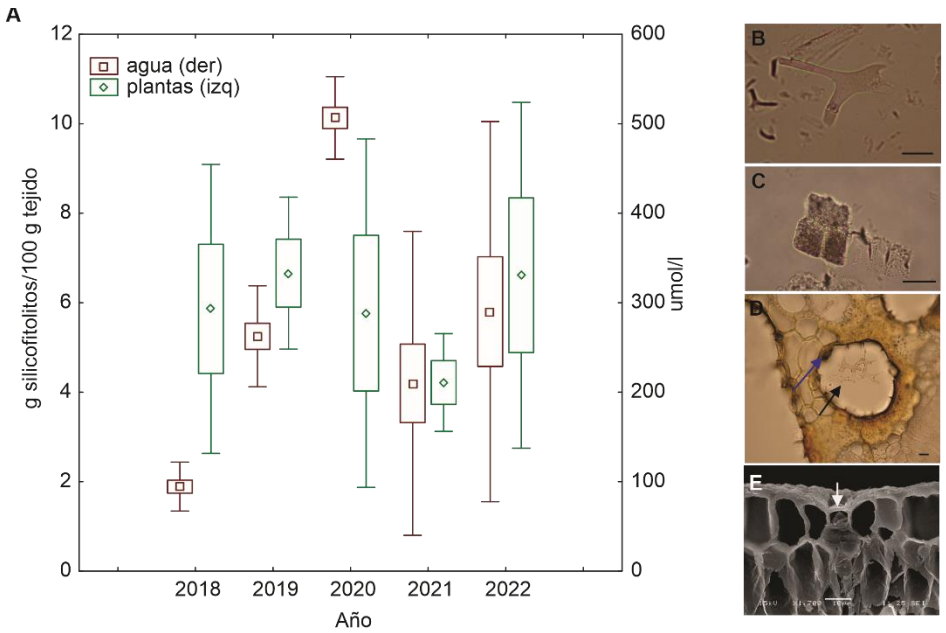


Figura 1. A. Contenido de silicofitolitos en plantas (g/ 100 g de tejido) y DSi en agua (µmol/l). Los valores representan la media, el borde de la caja la media +/- error estandar, borde línea la media +/- desvío estandar. B-C. Fotografías de silicofitolitos aislados (B-C) y en el tejido (D-E). B. Silicofitolito derivado de aerénquima (flecha negra en E). C. Silicofitolito tipo bloque derivado de parénquima (flecha azul en E). D. Silicofitolito en forma de cono en célula epidérmica (flecha). E. Parénquima (flecha azul) y aerénquima (flecha negra) silicificados. Barras: 10 µm.

4. Conclusiones

El conocimiento sobre el contenido y la dinámica en la producción de silicofitolitos en las comunidades vegetales naturales tiene un gran impacto en el ciclo biogeoquímico del silicio. *Schoenoplectus californicus* es un acumulador relevante de estas biomineralizaciones, generando una producción constante independientemente de la disponibilidad de silicio en agua superficial en las lagunas del sudeste bonaerense. Esto se traduce en un importante aporte de sílice amorfa a los cuerpos de agua en relación directa con su cobertura y producción de biomasa. Dada la importancia de los humedales en el flujo de elementos desde los ambientes terrestres a los ambientes costeros y marinos, el monitoreo de la producción de sílice biogénica en humedales continentales resulta fundamental para la comprensión del ciclo biogeoquímico del Si a escala global y su interacción con otros elementos esenciales como por ejemplo el carbono.

Agradecimientos: EXA 1028/21 (UNMdP), PICT 1613/20, PICT 2445/20.

Referencias Bibliográficas

Altamirano SM, Fernández Honaine M y Osterrieth ML. 2017. Amorphous silica biomineralizations in rhizomes of *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják (Cyperaceae). *Anais do 68º Congresso Nacional de Botânica e XXXVI Jornada Fluminense de Botânica.* Río de Janerio, Brasil: 165.

Campos AC, Labouriau LG. 1969. Corpos silicosos da gramineas dos Cerrados II. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira.* 4: 143-151.

Carey JC, Fulweiler RW. 2012. The Terrestrial Silica Pump. *PLoS ONE.* 7(12): e52932.

Fernández Honaine M, Borrelli N, Osterrieth M, del Río L. 2013. Amorphous silica biomineralizations in sedges: their relation with senescence and silica availability. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica.* 48: 247-259.

Fernández Honaine M, Zucol A, Osterrieth M. 2009. Phytolith analysis of Cyperaceae from the Pampean Region, Argentina. *Australian Journal of Botany*, 57: 512-523.

Gomes Coe HH, Osterrieth M y Fernández Honaine M. 2014. Chapter 1: Phytoliths and their applications. En: Gomes Coe, H. y Osterrieth, M. (eds.) *Synthesis of some phytolith studies in South America (Brazil and Argentina).* Nova Science Publishers, Inc. Series Botanical research and practices. New York. 1-26.

Osterrieth M, Madella M, Zurro D, Álvarez MF. 2009. Taphonomical aspects of silica phytoliths in the loess sediments of the Argentinean Pampas. *Quaternary International*. 193: 70–79.

Piperno D. (ed.) 2006. *Phytoliths. A Comprehensive Guide for Archaeologist and Paleoecologist.* Altamira Press. Oxford, Reino Unido. 238 págs.

Schoelynck J, Struyf E. 2016.Silicon in aquatic vegetation.*Functional Ecology* 30: 1323–1330.

Schoelynck J, Bal K, Backx H, Okruszko T, Meire P y Struyf E. 2010.Silica uptake in aquatic and wetland macrophytes: a strategic choice between silica, lignin and cellulose? *New Phytologist.* 186: 385–391.

Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Middelburg JJ, Meire P. 2005. Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine ecology progress series*303: 51–60.

Zar JH. (ed.) 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, NJ, USA. 718 pp.

Las lagunas de la provincia de La Pampa (Argentina): aplicación del modelo de los estados alternativos de los lagos someros

Santiago Echaniz[a*] y Alicia Vignatti[a]

[a] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo). FCEyN, UNLPam
[*]Correspondencia a los autores, santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

En La Pampa existen muchos lagos someros, sin embargo sólo se ha publicado un estudio destinado a verificar la aplicabilidad del modelo de los estados alternativos,que permitió reconocer los estados claro y turbio orgánicoen dos lagos salinos. Dada la heterogeneidad del paisaje provincial, las diferentes actividades humanas que se desarrollan y que se dispone de información sobre varios cuerpos de agua de diferente localización, el objetivo es comparar parámetros físico-químicos y biológicos para determinar si existen patrones que permitan agruparlos. Se analizó información sobre transparencia, salinidad, pH, concentraciones de oxígeno, clorofila-*a*, fósforo y nitrógeno, sólidos suspendidos, presencia o no de peces y cobertura por vegetación, obtenida entre 1995 y 2022 en 27 lagos. Se hizo un análisis de *cluster* de grupos apareados con el algoritmo de Gower. Se determinaron dos grupos, por un lado lagunasturbias, de poca transparencia y sin vegetación, dentro del cual se diferenciaron dos subgrupos: turbias inorgánicas, sin peces y con altas cantidades de sólidos suspendidos inorgánicos, la mayoría en la ecorregión Pampa, y turbias orgánicas, con fauna íctica y altas concentraciones de clorofila-*a*, ubicadas tanto en la ecorregión Pampa como Espinal. El segundo grupo incluyó lagunas claras, sin pecesy con cobertura de macrófitas. Este estudio muestra que lagunas en zonas donde predomina la ganadería o están protegidas son claras, mientras que las que están rodeadas de cultivos o tienen peces son turbias. Sería de interés determinar cuál pudo ser el estado prístino de estos cuerpos de agua y si la existencia de lagunas turbias es natural o se debe a influencia humana.

Palabras clave: lagos someros; lagos claros; lagos turbios; vegetación acuática.

1. Introducción

El modelo de los estados alternativos propuesto por Scheffer *et al*. (1993) indica que los lagos someros pueden presentar dos estados, claro y turbio, caracterizados por agua de alta transparencia y presencia de vegetación el primero y agua poco transparente y predominio de fitoplancton el segundo. Al aplicarlo a lagunas de la pampasia bonaerense, Quirós *et al*. (2002) además reconocieron un tercer estado, turbio inorgánico, caracterizado por reducida transparencia a causa de sedimentos en suspensión.

En la provincia de La Pampa existen muchos lagos someros y, como la mayoría tienen salinidad elevada, los estudios se destinaron sobre todo a determinar el efecto estructurador de este parámetro sobre la comunidad biótica.Sin embargo, Echaniz *et al*. (2010) aplicaron el modelo de los estados alternativos comparando dos lagos salinos de La Pampa, lo que permitió reconocer los estados claro y turbio orgánico.

En La Pampa se desarrollan tres ecorregiones, Pampa, Espinal y Monte de Llanuras y Mesetas (Morello *et al*., 2012). La primera, con numerosos cuerpos de agua someros, se caracteriza por su paisaje llano, con pastizales muy modificados por actividades agropecuarias (Morello *et al*., 2012). El Espinal pampeano se distingue por bosques de caldén (*Prosopis caldenia*) y, si bien hay áreas deforestadas y cultivadas, predomina la cría de ganado. En el centro y sur de esta ecorregión hay valles de dirección OSO-ENE, donde son frecuentes lagunas salinas temporarias (Morello *et al*., 2012). La ecorregión del Monte de Llanuras y Mesetas es una estepa arbustiva dominada por jarillas (*Larrea* spp.) y las actividades se restringen a la cría extensiva de ganado (Morello *et al*., 2012).

Dada la disponibilidad de información sobre mayor cantidad de cuerpos de agua de diferente localización en la provincia, el objetivo de este trabajo es comparar sus parámetros físico-químicos y biológicos y establecer la existencia de patrones que permitan agruparlos.

2. Materiales y métodos

Se analizó información colectada entre 1995 y 2022 en 27 lagos someros ubicados en las ecorregiones Pampa y Espinal. Dadas sus características especiales, no se incluyó información sobre los lagos hipersalinos estudiados en la provincia ni sobre el embalse Casa de Piedra. Los cuerpos de agua estudiados se indican en la Figura 1.

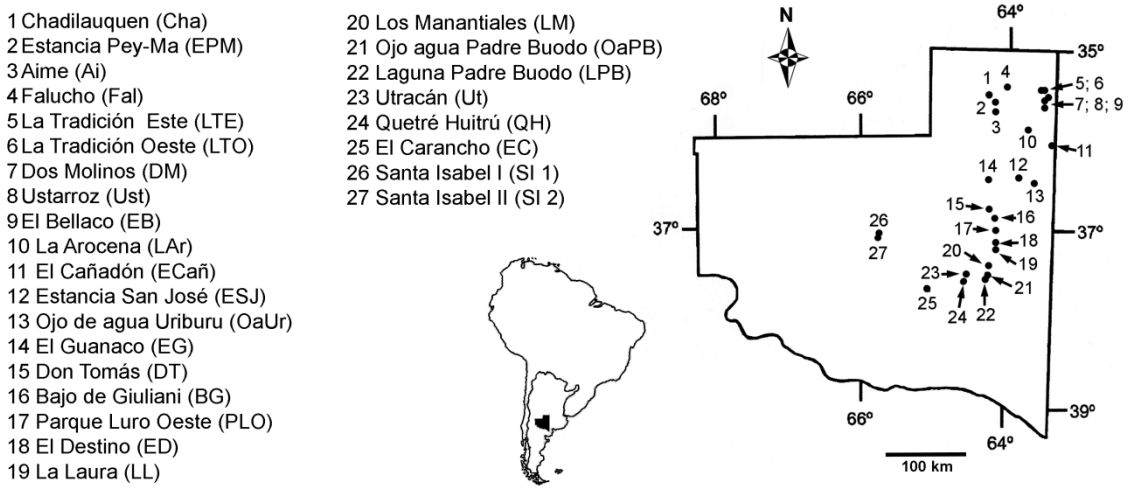


Figura 1. Cuerpos de agua de La Pampa incluidos en este estudio y abreviaturas usadas en el texto (Echaniz *et al*., 2006; Echaniz y Vignatti, 2017; Echaniz *et al*., 2021).

Los parámetros considerados fueron: transparencia del agua, salinidad, pH, concentraciones de oxígeno disuelto, clorofila-*a* fitoplanctónica, fósforo total, nitrógeno total, sólidos suspendidos inorgánicos y orgánicos, presencia/ausencia de peces y porcentaje de cobertura por vegetación, según la metodología que figura en Echaniz y Vignatti (2017). No todos los parámetros fueron determinados en la totalidad de los cuerpos de agua (Tabla I). La cuantificación de la vegetación se expresó como el porcentaje de cobertura y, en el caso de

los peces, se consideró presencia/ausencia. Para determinar el agrupamiento de los cuerpos de agua se hizo un análisis de *cluster* de grupos apareados con el algoritmo de Gower. Se empleó el sistema de clasificación en base a la salinidad de Hammer (1986).

3. Resultados y Discusión

Los cuerpos de agua varían en su superficie y profundidad, desde más de 1200 ha (BG) hasta 3.5 ha (LTE). Por otro lado, BG es la más profunda (>6 m), y debido al carácter temporario de la mayoría, dos lagunas se secaron por completo durante los estudios (Ai y OaUr). El rango de salinidad es amplio, desde lagos de agua dulce (<0.5 g/L) como LAr y DM hasta OaUr que alcanzó salinidades muy elevadas los meses previos a su secado.

La transparencia también varió y las menores, cercanas o inferiores a 0.10 m se relacionaron con altas concentraciones de sedimentos en suspensión (Ai, Fal, LTO, OaUr)o de clorofila-*a* fitoplanctónica (Ust, DT, BG, OaPB). En estos cuerpos de agua no se registró vegetación y tres de ellos tuvieron peces (DT, BG, OaPB). Inversamente, las mayores transparencias, cercanas o superiores a 1 m, se registraron enlagunas que tuvieron coberturas de macrófitas (70-90%), tales como LTE, DM, ECañ, PLO, LL, UT y EC. La composición de la vegetación difirió, ya que en las de menor salinidad se predominaron *Eleocaris macrostachya*, *Schonoeplectus californicus* y*Typha* sp. (LTE y DM) entre otras, mientras que en las salinas se registró *Ruppia cirrhosa* (ECañ, EC, Ut, PLO, LL).

La ictiofauna (no estudiada exhaustivamente) mostró mayor riqueza en LAr, DT, BG, QH y SI 1 (hasta 10 *taxa*) y menos diversa (un*taxa*) en ED, LM, OaPB, LPB. La presencia de peces coincidió con transparencias reducidas yaltas concentraciones de clorofila-*a*.

El análisis agrupó por un lado cuerpos de agua de menor transparencia, sin vegetación (Figura 2), dentro del que diferenció un grupo (1 A), la mayor parte lagunas ubicadas en la ecorregión Pampa, sin peces y altas cantidades de sólidos suspendidos inorgánicos (turbias inorgánicas). El segundo grupo (1 B) incluye lagunas que están tanto en la ecorregión Pampa como en el Espinal y se caracterizan por fauna íctica y porque la menor transparencia se debió a altas cantidades de clorofila-*a* y sólidos suspendidos orgánicos (turbias orgánicas). Por otro lado, el análisis generó un grupo de cuerpos de agua más transparentes, con cobertura de macrófitas (claras) (grupo 2, Figura 2). Este grupo incluye lagunas salinas, la mayor parte ubicadas en el Espinal (EC, Ut, PLO y LL), pero el muestreo de una laguna salina sometida a bajo impacto antrópico en la ecorregión Pampa permitió encontrar las mismas características, ya que los otros ecosistemas claros estudiados en esta ecorregión (LTE y DMo) son pequeños ojos de agua ubicados entre médanos.

	Ubicación	Período	n	Transparencia (m)	Salinidad (g/L)	Categoría	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Clorofila-a (mg/m³)	PT (mg/L)	NT (mg/L)	Sol. susp. inorgán. (mg/L)	Sol. susp. orgán. (mg/L)	Peces (pres./aus.)	Vegetación (%)
Chadilauquen	35°24'S 64°19'O	1995-96 2007 2013	35	0.61 ± 0.43	23.92 ± 5.94	Me	9.57 ± 0.18	8.62 ± 0.99	19.83 ± 35.65	0.23 ± 0.11	1.14 ± 0.43	44.26 ± 57.13	21.42 ± 19.76	A	0
Estancia Pey-Ma	35°26'S 64°15'O	2006-07	15	0.16 ± 0.07	28.18 ± 8.14	Me	9.12 ± 0.25	6.19 ± 2.67	26.61 ± 24.56	0.56 ± 0.19	2.15 ± 0.38	36.81 ± 20.75	41.24 ± 27.07	A	0
Aime	35°28'S 64°15'O	2006	9	0.05 ± 0.03	13.65 ± 4.65	Hi	9.13 ± 0.21	9.27 ± 1.95	247.18 ± 230.6	0.52 ± 0.22	2.01 ± 0.72	685.53 ± 895.89	245.96 ± 260.89	A	0
Falucho	35°10'S 64°04'O	2003-04	7	0.11 ± 0.04	7.40 ± 2.06	Hi	10.01 ± 0.43							A	0
La Tradición Este	35°17'S 63°36'O	2017	4	0.93 ± 0.44	1.14 ± 0.31	Ad	8.25 ± 0.51	8.48 ± 0.76	3.33 ± 2.86			0.48 ± 0.52	4.17 ± 5.30	A	70
La Tradición Oeste	35°17'S 63°37'O	2017	4	0.09 ± 0.06	8.02 ± 1.62	Hi	8.78 ± 0.43	8.10 ± 0.73	175.34 ± 191.10			425.84 ± 577.84	79.31 ± 86.38	A	0
Dos Molinos	35°22'S 63°36'O	2017	4	0.74 ± 0.23	0.47 ± 0.05	Ad	7.70 ± 0.45	8.65 ± 0.92	7.85 ± 3.45			1.82 ± 1.93	6.69 ± 3.52	A	70
Ustarroz	35°22'S 63°34'O	2017	4	0.18 ± 0.08	3.72 ± 0.72	Hi	8.38 ± 0.39	8.58 ± 0.96	175.67 ± 242.89			30.12 ± 18.46	77.23 ± 88.46	A	0
El Bellaco	35°27'S 63°36'O	2017	4	0.22 ± 0.08	1.50 ± 0.23	Su	7.85 ± 0.44	8.58 ± 0.97	79.34 ± 107.14			9.11 ± 9.52	44.05 ± 33.30	A	20
La Arocena	35°40S 63°42'O	2007	4	0.42 ± 0.38	0.38 ± 0.08	Ad	7.55 ± 0.31	10.18 ± 1.02	53.63 ± 44.98	0.15 ± 0.05	0.77 ± 0.56	4.89 ± 3.45	27.50 ± 27.48	P	0
El Cañadón	29°05'S 64°24'O	2022	1	1.20	25.61	Me	9.75	9.11		1.00	8.00			A	90
Estancia San José	36°21'S 63°55'O	2006-07	23	0.62 ± 0.35	26.52 ± 5.99	Me	9.29 ± 0.24	8.91 ± 1.98	12.52 ± 20.76	0.23 ± 0.09	1.28 ± 0.30	16.24 ± 16.98	16.06 ± 10.35	A	15
Ojo agua Uriburu	36°31'S 63°53'O	2012-13	8	0.13 ± 0.06	51.27 ± 26.1	Me-he	9.74 ± 0.23	8.43 ± 1.03	25.66 ± 34.51	1.06 ± 0.87	0.99 ± 0.64	380.03 ± 381.93	126.22 ± 211.59	A	0
El Guanaco	36°19'S 64°16'O	2003-04	16	0.25 ± 0.10	1.17 ± 0.69	Su	8.50 ± 0.73							A	10
Don Tomás	36°37'S 64°19'O	2006-07	15	0.19 ± 0.07	1.22 ± 0.43	Su	8.93 ± 0.60	8.71 ± 1.31	152.06 ± 44.97	0.26 ± 0.16	0.79 ± 0.17	5.96 ± 6.16	59.92 ± 14.01	P	0
Bajo de Giuliani	36°41'S 64°15'O	2006-07	15	0.18 ± 0.04	10.02 ± 0.55	Hi	9.04 ± 0.19	11.48 ± 2.75	181.31 ± 62.90	0.31 ± 0.09	1.35 ± 0.39	40.58 ± 36.38	63.87 ± 28.88	P	0
Parque Luro Oeste	36°55'S 64°16'O	2014-15	12	0.65 ± 0.20	29.33 ± 10.71	Me	9.13 ± 0.35	9.31 ± 0.98	1.85 ± 3.28			8.34 ± 13.27	3.71 ± 4.12	A	90
El Destino	37°06'S 64°18'O	2001-02	24	0.56 ± 0.26	12.62 ± 2.69	Hi	9.84 ± 0.41							P	0
La Laura	37°10'S 64°16'O	2001-02	24	1.45 ± 0.33	18.45 ± 6.51	Hi	9.23 ± 0.49							A	90
Los Manantiales	37°12'S 64°17'O	2001-02	24	0.42 ± 0.16	8.43 ± 2.31	Hi	9.93 ± 0.33							P	10
Ojo agua P. Buodo	37°14'S 64°17'O	2007	4	0.10 ± 0.01	0.51 ± 0.02	Su	8.51 ± 0.70	11.50 ± 5.59	187.15 ± 62.14	0.13 ± 0.01	0.90 ± 0.13	6.18 ± 5.02	94.92 ± 26.62	P	0
Laguna P. Buodo	37°14'S 64°17'O	2002	12	0.40 ± 0.06	1.49 ± 0.17	Su	9.73 ± 0.12							P	10
Utracán	37°17'S 64°36'O	2007	12	1.15 ± 0.29	32.90 ± 2.70	Me	9.58 ± 0.13	10.07 ± 2.07	1.22 ± 0.92	0.23 ± 0.12	0.93 ± 0.35	4.30 ± 3.77	5.00 ± 1.89	A	90
Quetré Huitrú	37°22'S 64°34'O	2002	12	0.34 ± 0.12	0.79 ± 0.05	Su	10.07 ± 0.48							P	10
El Carancho	37°27S 65°03'O	2007	12	1.00 ± 0.46	18.46 ± 6.13	Hi	9.96 ± 0.43	10.12 ± 1.30	1.89 ± 3.70	0.15 ± 0.06	0.56 ± 0.18	2.77 ± 2.48	4.35 ± 3.45	A	90
Santa Isabel 1	37°04'S 65°41'O	2018-19	4	0.44 ± 0.05	0.59 ± 0.07	Su	8.84 ± 0.28	8.90 ± 0.71	11.63 ± 6.88	0.69 ± 0.60	1.73 ± 1.52			P	10
Santa Isabel 2	37°04'S 65°42'O	2018-19	4	0.47 ± 0.21	0.93 ± 0.12	Su	8.96 ± 0.25	8.90 ± 0.57	9.32 ± 9.23	0.30 ± 0.05	1.12 ± 0.08			A	20

Tabla I. Cuerpos de agua estudiados, ubicación y parámetros empleados en el análisis. Categorías: Ad: agua dulce, su: subsalina; hi: hiposalina, me: mesosalina, he: hipersalina.

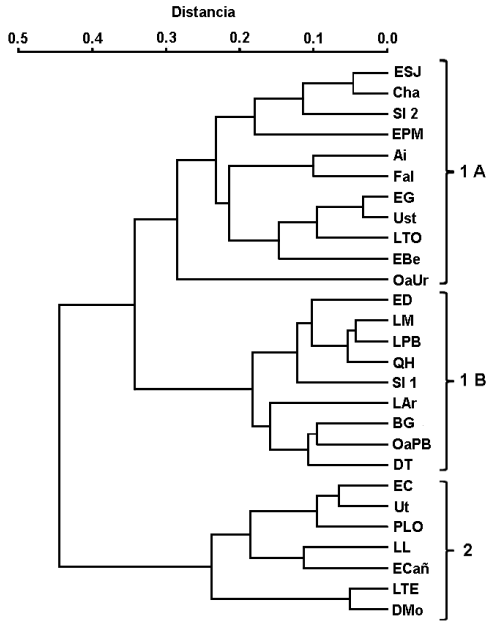


Figura 2. Resultados del análisis de *cluster*.

4. Conclusión

Este estudio muestra la aplicabilidad del modelo de estados alternativos a cuerpos de agua de La Pampa y sugiere que lagunas de zonas donde predomina la ganadería o están relativamente protegidas son claras, y las que están en zonas de cultivos o tienen peces, y por lo tanto sufren mayor impacto, son turbias. La determinación del estado original de estos lagos sería de interés para establecer la dimensión de la influencia humana y colaboraría en la gestión de lagunas de importancia económica, turística o como reservas de biodiversidad.

Referencias bibliográficas

Echaniz S, Vignatti A, José de Paggi S, Paggi J. and Pilati A. 2006. Zooplankton seasonal abundance of south american saline shallow lakes. *Int. Rev. Hydrobiol*., 91: 86-100.

Echaniz S, Vignatti A, José de PaggiS y Cabrera G. 2010. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. En Dalmaso M, Camiletti C y Hernández R (comp.). Libro 3° Congreso Pampeano del Agua. Ed. Base 1 Santa Rosa.

Echaniz S y Vignatti A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Ann. Limnol.-Int. J. Lim*. 53: 345–360.

Echaniz S, Vignatti A, Cabrera G, Kihn R y Stella C. 2021. Diversidad del zooplancton en ecosistemas acuáticos del noreste de La Pampa (Argentina) con énfasis en nuevas especies registradas para la provincia. *Rev. Mus. Arg. Cs. Nat*. 23(2): 167-178.

Hammer U. 1986.Saline lake ecosystems of the world. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

Morello J, MatteucciS, Rodríguez A y Silva M. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos, Orientación Gráfica Editores, Buenos Aires.

Quirós R, Rennella A, Boveri M, Rosso J y Sosnovsky A. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.

Scheffer M, Hosper S, Meijer M, Moss B and Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275- 279.

Variabilidad espacio temporal de características ópticas y físico químicas del agua en un lago urbano

Vanesa Yael BOHN[a*], Ana María MARTÍNEZ[b c], Emiliano LOGGIACCO[b] y Paula Andrea ZAPPERI[a]

[a] Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. CONICET, Bahía Blanca, Buenos Aires
[b] Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires
[c] Instituto de Quimica del Sur (INQUISUR) CONICET-UNS, Bahía Blanca, Buenos Aires
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: vanesa.bohn@uns.edu.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

Se desarrolló un método de monitoreo del agua superficial del lago urbano Los Patos, basado en radiometría de campo y análisis de parámetros físicoquímicos a nivel espacial y temporal. Se realizaron mediciones en 6 sitios de muestreo y para dos épocas del año, verano y otoño. La metodología incluyó mediciones *in situ*, análisis de laboratorio y de estadística multivariada. Como resultado se obtuvo que el agua del lago presenta heterogeneidad en sus propiedades a nivel espacial como consecuencia del aporte del arroyo Napostá Grande así como también por su morfometría. En cuanto a su variabilidad temporal, en relación a la cual se reconoció la influencia de las condiciones meteorológicas propias de cada estación, se hallaron diferencias cuantitativas en las concentraciones de clorofila-a (entre 54.58 mg m^{-3} y 10.04 mg m^{-3} como máximos valores hallados para el verano y otoño de 2022, respectivamente), en la turbidez (93.0 UNT y 19.2 UNT) y en la reflectancia (~ 40 % y ~ 10 %).

Palabras clave: zonificación; lago artificial; monitoreo; firmas espectrales; clorofila-a.

1. Introducción

El monitoreo de un bloom de algas, variaciones en la concentración de clorofila-a o cambios en la turbidez que puedan darse en el estado general del agua, es importante (Lavender y Groom, 2001). Asimismo, su predicción desde el estudio de las respuestas espectrales y la hidrografía constituyen gran interés. El estudio del ecosistema, de manera integrada, puede proveer información sobre los factores que influyen en el inicio de un bloom, variaciones en la transparencia del agua y su evolución. La información espectral puede ser usada para identificación de especies, características de su desarrollo así como también puede permitir un asesoramiento ante posibles riesgos (Lavender y Groom, 2001). El objetivo del trabajo es desarrollar una metodología de monitoreo del lago urbano Los Patos (Bahía Blanca) e identificar las variaciones espacio temporales en relación a sus características ópticas y físico químicas mediante el análisis de firmas espectrales, mediciones *in situ*, parámetros climáticos y estadística multivariada.

2. Área de estudio

El lago Los Patos se localiza en el Parque de Mayo (ciudad de Bahía Blanca, Buenos Aires). Presenta una superficie de ~ 1.25 ha, una profundidad media de ~ 76.5 cm y una extensión costera de ~ 860.4 m. Alberga dos islas en su interior. Pertenece a la cuenca del Arroyo Napostá Grande, del que recibe su aporte además del de las precipitaciones y el agua subterránea, disponible mediante una bomba instalada en la costa (Diario La Nueva, 2021). El egreso de agua se da mediante dos compuertas (Figura 1), conectadas a un canal y a un sistema de acequias que funcionan como aliviador de crecidas y abastecimiento hídrico de la vegetación del entorno, respectivamente.

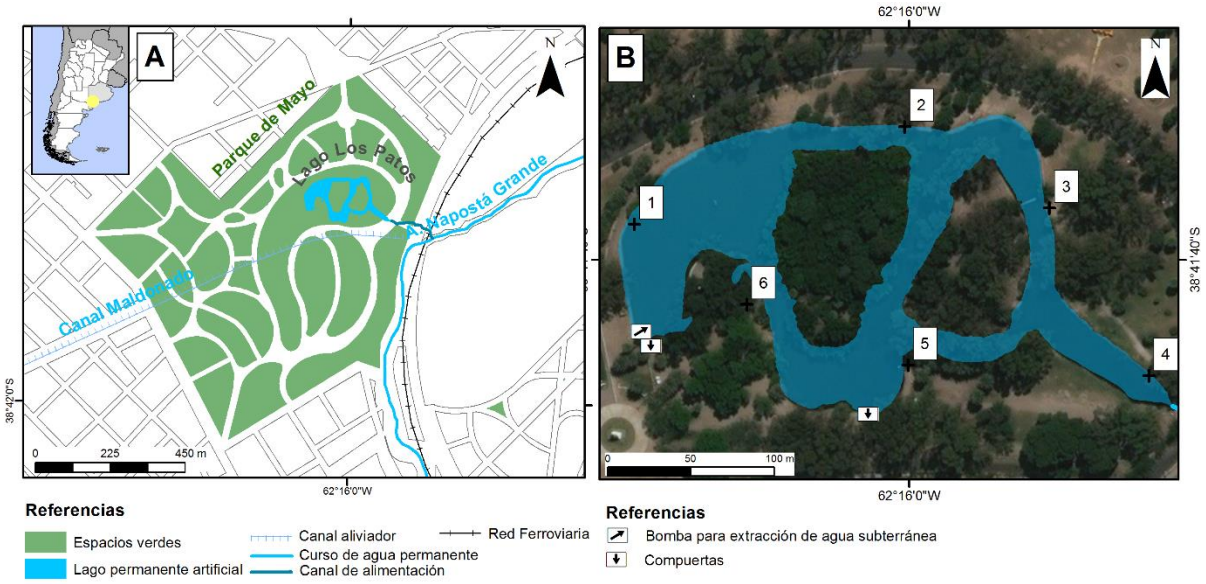


Figura 1. Lago Los Patos: A) localización en el Parque de Mayo, Bahía Blanca; B) sitios de muestreo, ingresos y egresos. FUENTE: realizado sobre la base de información vectorial del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Municipalidad de Bahía Blanca e imagen de Reale, A. (2021) y Bing Maps.

3. Materiales y Métodos

Para la obtención de las firmas espectrales (Reflectancia, R %) del agua superficial del lago Los Patos, se localizaron 6 sitios de muestreo (Figura 1) mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) para su medición mediante el uso de un espectroradiómetro de campo Ocean Optics USB2000+*ES* y Software OceanOptics. Las mediciones fueron tomadas de manera vertical, a 30 cm de altura de la superficie del agua, en condiciones de cielo despejado. Cada medición fue calibrada mediante el uso de un espectralón. Las mismas se realizaron en dos fechas, durante la estación climática de verano (7 de febrero de 2022) y la de otoño (30 de mayo de 2022). Se valoró la transparencia del agua mediante la estimación de la profundidad del Disco Secchi (DS) y se midió la profundidad total de cada sitio con una escala graduada. La temperatura (T) se obtuvo *in situ* y la turbidez y conductividad eléctrica (CE) en el laboratorio (dentro de las siguientes 2 horas de tomadas las muestras) con equipos específicos Hach. Se colectaron muestras de agua para la determinación de clorofila-a, se

filtraron con filtros de fibra de vidrio de 0.7µm de poro y cuantificaron según Lorenzen (1967). Los datos obtenidos *in situ* y los determinados en laboratorio fueron analizados en conjunto mediante métodos estadísticos. Se aplicó un análisis de agrupamiento (clusters) sobre las base de datos ópticos (en intervalos de 0.00046 µm y R en el rango 0.40 – 0.70 µm del espectro electromagnético) y los parámetros físicoquímicos T (°C), CE (µS cm^{-1}), DS (m) y profundidad total (m). El parámetro de clorofila-a se utilizó para la explicación de los resultados. El mismo no fue incluido en el análisis multivariado. La información se relacionó con registros históricos de precipitación y temperatura correspondientes a las estaciones meteorológicas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). La cartografía se realizó mediante el Sistema de Información Geográfica (SIG) gratuito QGIS.

4. Resultados y Discusión

La respuesta espectral del agua es controlada por factores que incluyen la turbidez, la profundidad y el contenido de clorofila del agua y el sustrato debajo del agua (Ma et al., 2019). Como resultado de la obtención de las firmas espectrales en 6 sitios de muestreo se obtuvo un valor de R mayor al 40 % en los sitios 1, 2 y 6 y entre 20 – 30 % para los sitios 3, 4 y 5, durante la medición de verano. El valor de R fue inferior al 10% durante el otoño, en todos los sitios de muestreo (Figura 2). En cuanto a la distribución de R en el espectro electromagnético, se obtuvieron mayores valores en el rango de 0.51 – 0.64 µm durante ambas mediciones mientras que la mayor absorción se situó para el rango del azul, lo cual indicó la presencia de concentraciones de clorofila-a en el agua superficial del lago. La tendencia fue la misma para ambas mediciones, aunque en el mes de mayo no fue tan marcada (los máximos de R alcanzan el 7 % en relación a mínimos de 1-2 %) (Figura 2). Los valores absolutos de R indicaron diferencia de concentración de clorofila-a entre estaciones climáticas aunque no así entre sitios de muestreo. El aspecto evidenciado a partir de las características ópticas pudo ser corroborado con los valores de clorofila-a obtenidos en laboratorio, los cuales fueron (en promedio para los sitios) de 34.51 mg m^{-3} y 6.25 mg m^{-3} para las mediciones de verano y otoño, respectivamente.

El viento no se consideró un elemento clave en las diferencias espaciales ni temporales dado que fue similar (entre 10 y 17 km h^{-1}, SMN) entre fechas y sitios. Si bien las precipitaciones en días previos fueron de relevancia para la medición de febrero (Figura 3), el monto acumulado a escala estacional no fue un parámetro significativo para la comparación entre las estaciones de invierno y verano. Los elementos restantes, sólidos en suspensión, también contribuyeron a un mayor valor de R durante la medición realizada durante el verano (Figura 2) lo cual implica una limitante para la disponibilidad de la luz en ecosistemas acuáticos, influyendo en la productividad (Shen et al., 2021; Zhou et al., 2020). Este aspecto fue validado

con los valores (promedio entre sitios) de turbidez de 79.11 UNT y 10.95 UNT hallados para febrero y mayo, respectivamente.

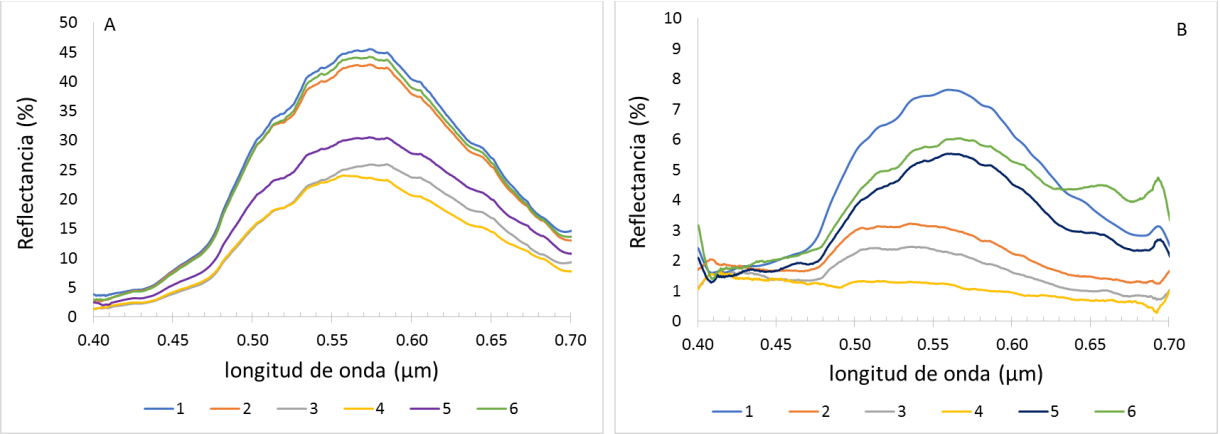


Figura 2. Respuesta espectral del agua (Reflectancia, R %) *in situ*, en el rango de 0.40 – 0.70 µm, según sitios de muestreo (media móvil 5 per): A) verano 2022; B) otoño 2022

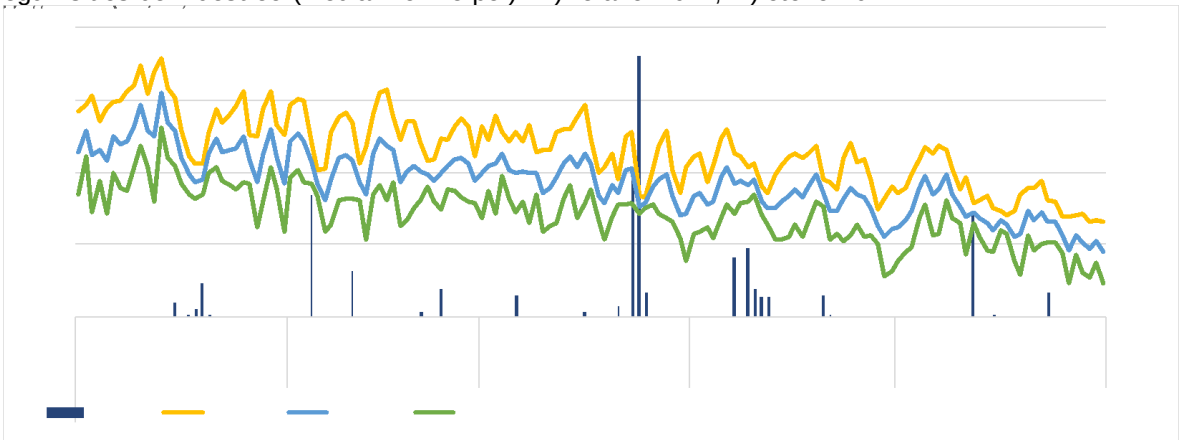


Figura 3. Datos meteorológicos diarios para el período enero-mayo 2022, estación Bahía Blanca (SMN-INTA)

El análisis multivariado de agrupamiento mostró que, durante el verano, la mayor similitud se dio entre los sitios 3 y 4, entre 1, 2 y 6 y entre estos en relación al sitio 5, el cual presentó valores intermedios de clorofila (28 mg m^{-3}), turbidez (80 UNT) y DS (0.22 m). Ello permitió inferir que la homogeneidad entre sitios se vincula con la morfometría del lago en el caso de los sitios 3 y 4 (localizados en el sector del ingreso de agua del arroyo Napostá Grande) (Figura 1) y, en el caso de los sitios 1, 2 y 6, su localización alejada de los aportes del arroyo. Estos últimos presentaron los valores mayores de clorofila-a (> a 33 mg m^{-3}) y de turbidez (> 90 UNT) y menor DS (< 0.20 m). En cuanto al agrupamiento de los sitios según variables medidas en otoño (Figura 4), todos los sitios presentan una elevada transparencia, observándose el disco Secchi hasta la profundidad máxima en cada sitio. Los sitios 1 y 6 fueron los más someros (z < 0.47 m) y con mayor concentración de clorofila-a (10 mg m^{-3} y 8.9 mg m^{-3}, respectivamente) mientras que el sitio 3 fue similar en concentración de clorofila-a aunque con la mayor turbidez (19 UNT) y profundidad (0.63 m).

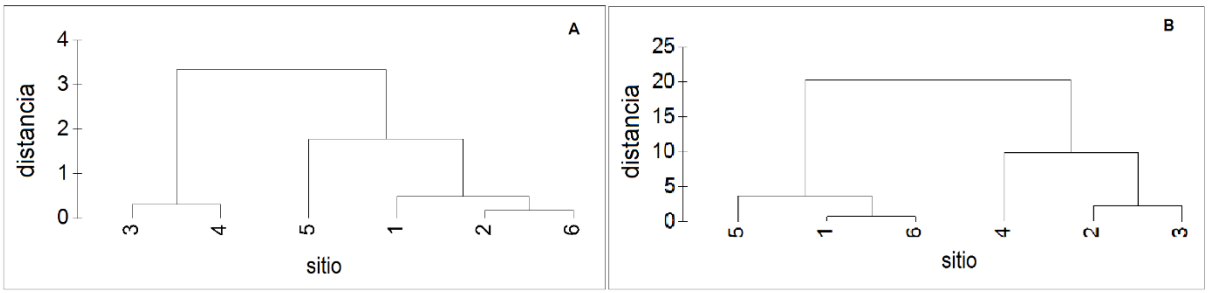


Figura 4. Análisis de cluster entre sitios de muestreo, sobre la base de características ópticas y variables físico-químicas: A) verano de 2022; B) otoño de 2022

4. Conclusiones

Se desarrolló un método de monitoreo para el lago urbano Los Patos basado en el uso de la radiometría de campo, análisis de parámetros físicoquímicos y estadística multivariada. El mismo permitió obtener patrones espaciales así como también cuantificar diferencias temporales. En relación a esto último, fue posible reconocer la influencia de las condiciones meteorológicas propias de cada estación en las propiedades del agua. En cuanto a los patrones espaciales, se reconoció la influencia de la morfometría del lago y la localización de los aportes superficiales (arroyo Napostá Grande).

Agradecimientos: El trabajo se enmarca en el Convenio Específico de colaboración firmado entre los Departamentos de Geografía y Turismo y de Química de la Universidad Nacional del Sur y la Dirección General de Espacios Públicos de la Municipalidad de Bahía Blanca. Los autores agradecen a las instituciones antes mencionadas, al SMN e INTA, al Arq. Arrigo Reale y al Sr. Pablo Camilleri.

Referencias bibliográficas

Diario La Nueva. 2021. El Municipio y el Club de Golf buscan soluciones a la falta de agua en el Parque de Mayo. Fecha de publicación: 4 de febrero de 2021.

Lavender S.J. and Groom SB. 2001. The detection and mapping of algal blooms from space. *International Journal of Remote Sensing,* 22 (2 y 3): 197-201

Lorenzen C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346 .

Ma S., Zhou Y., Gowda P.H., Dong J., Zhang G., Kakani V.G., Wagle P., Chen L., Flynn K.C. and Jiang W.. 2019. Application of the water-related spectral reflectance indices: A review. *Ecological Indicators*, 98: 68-79.

Shen M., Wang S., Li Y., Tang M and Ma Y. 2021. Pattern of Turbidity Change in the Middle Reaches of the Yarlung Zangbo River, Southern Tibetan Plateau, from 2007 to 2017. *Remote Sensing*, 13 (2): 182.

Zhou B, Shang M, Feng L, Shan K, Feng L, Ma J, Liu X and Wu L. 2020. Long-term remote tracking the dynamics of surface water turbidity using a density peaks-based classification: A case study in the Three Gorges Reservoir, China. *Ecological Indicators,* 116: 106539. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106539.

Caracterización morfométrica de la cuenca del arroyo Chapaleofú, sistema de Tandilia

Bruno DIPARDO[a,b*], Rosario Soledad BARRANQUERO[a,c], Marcelo Raúl VARNI[d] y Alejandro Víctor RUIZ DE GALARRETA[a]

[a]Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales-CIC, Facultad de Ciencias Humanas (FCH), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Buenos Aires
[b]Becario doctoral Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)
[c]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y técnicas (CONICET)
[d]Instituto de Hidrología de Llanuras Dr. Eduardo Usunoff, UNCPBA, Buenos Aires
*Correspondencia a los autores, E-mail: brunodipardo@gmail.com

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos.

Resumen

La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) define como su unidad mínima de análisis a la cuenca hidrográfica. El conocimiento de las características morfométricas de una cuenca es uno de los pasos fundamentales para la interpretación del funcionamiento general del sistema y para llevar adelante una GIRH.El presente trabajo se realizó en la cuenca rural del arroyo Chapaleofú, en el centro-sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). El objetivo fue la delimitación de la cuenca del arroyo Chapaleofú y sus subcuencas; y el análisis e interpretación de sus parámetros morfométricos. Para ello se procesó información teledetectada (MED) mediante el uso de herramientas del software ArcMap 10.2,corroboradas con cartas topográficas IGN y salidas de campo. Se delimitaron tres subcuencas: Chapaleofú Chico, Chapaleofú Grande y Chapaleofú (producto del aporte de las dos subcuencas anteriores). Se lograron generar los siguientes parámetros de forma, relieve y drenaje: área, perímetro, perímetro 3D, longitud axial, longitud del curso principal, longitud total del drenaje, coeficiente de sinuosidad total, ancho promedio, factor de forma, coeficiente Gravelius, curva hipsométrica, coeficiente de rugosidad, clasificación de drenaje, densidad de drenaje, pendiente media del arroyo, índice de circularidad y tiempo de concentración. La cuenca presentó una forma de oval oblonga a rectangular oblonga. La longitud del curso principal se determinó en 88.62 km, con un número de orden de 3. Las cotas oscilaron entre 108 y 520 msnm. La subcuenca del arroyo Chapaleofú se identificó como la que mayor peligrosidad presenta ante eventos de crecidas. Se relevaron en campo acciones de particulares que modifican la dinámica hídrica. Los resultados y conclusiones obtenidas representan, junto a otros trabajos realizados en el área de estudio, un aporte para generar un modelo conceptual de sistema hídrico a nivel de cuenca en pos de alcanzar una gestión integrada de los recursos hídricos.

Palabras clave: agua superficial; cuenca de drenaje; seguridad hídrica; sistema de información geográfica.

1. Introducción

La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) apunta a la administración sostenible y equilibrada del recurso, teniendo en cuenta los intereses sociales, económicos y al contexto medioambiental. Un punto clave a considerar para la GIRH es la unidad mínima de su análisis: la cuenca hidrográfica (GWP, 2009). El conocimiento de la morfometría de una cuenca es un aspecto fundamental para la interpretación del funcionamiento general del sistema, así como para evaluar riesgos ambientales como las inundaciones y sequías.

Los eventos hidrológicos extremos son una característica de la provincia de Buenos Aires. Los balances de agua en el suelo indican que la cuenca del Río Salado (dentro de la cual se asienta la cuenca del arroyo Chapaleofú, objeto de estudio del presente trabajo) es la más sensible a los excesos hídricos y la más perjudicada durante las deficiencias hídricas (Scarpati y Capriolo, 2013), por lo que cobra importancia el análisis de su morfometría.

La cuenca rural del arroyo Chapaleofú se localiza al oeste de la cuenca urbana del arroyo Langueyú, dentro del partido de Tandil, en el centro-sudeste de la provincia de Buenos Aires. Tiene una superficie aproximada de 1600 km² y está conformada por las subcuencas de los arroyos Chapaleofú Chico, Chapaleofú Grande y Chapaleofú (Figura 1). Los primeros dos arroyos tienen sus nacientes en el sector de serranías, que forman parte del sistema de Tandilia, por lo que presentan pendientes pronunciadas y al unirse en la zona de piedemonte de la cuenca originan el arroyo Chapaleofú que presenta pendientes suaves. Dichos cursos de agua atraviesan usos del suelo destinados principalmente a actividades agrícola-ganaderas, pero también recreativas y residenciales (asentamientos de Azucena, Estación María Ignacia Vela, Gardey y La Pastora).

El objetivo de este estudio fue la delimitación de la cuenca del arroyo Chapaleofú y las subcuencas que lo conforman, así como el análisis e interpretación de su morfometría.

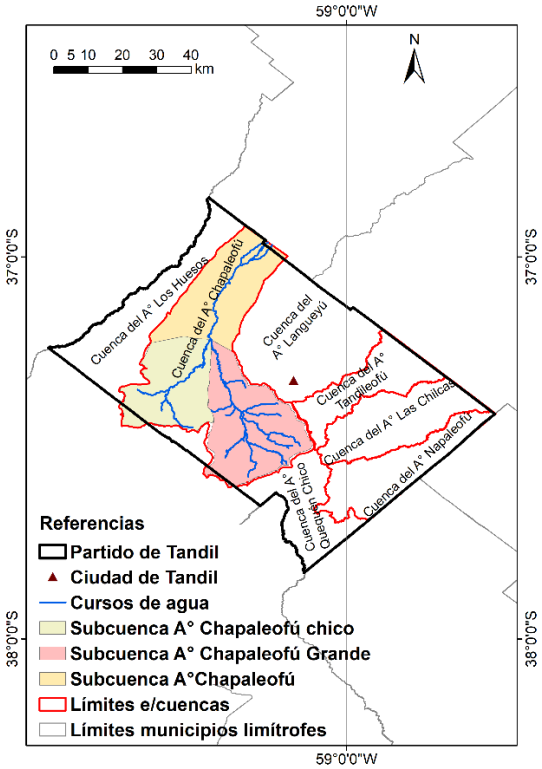


Figura 1. Ubicación de la cuenca del A° Chapaleofú y sus subcuencas.

2. Materiales y métodos

Se utilizó el Sistema de Información Geográfica ArcMap10.2 como apoyo cartográfico georreferenciado. A partir de un Modelo de Elevación Digital del terreno (MED) se generó la

información para el análisis y caracterización de la cuenca hidrográfica. Para este trabajo se utilizaron MED provistos por el Servicio de Geología de los Estados Unidos (USGS). Para realizar los cálculos de superficies y distancias se transformaron las capas a un sistema de coordenadas basadas en la red IGM Posiciones Geodésicas Argentinas (POSGAR '94 zona 5). Se utilizaron 11 cartas topográficas de escala 1:50.000del Instituto Geográfico Nacional (ex IGM) para contrastar la información del MED. De esta forma se definieron los límites de la cuenca y las subcuencas. El límite noreste fue determinado mediante un cierre arbitrario en el límite del partido de Tandil. Se aplicó un método de observación directa en campo, para corroborar aspectos conflictivos detectados durante el análisis. Se determinaron parámetros morfométricos (Gaspari *et al.,* 2013) de la cuenca del arroyo Chapaleofú y de sus tres subcuencas (Tabla I).

Parámetros	Forma	Área (A), Perímetro (P) y Perímetro 3D (P_3D)	Características básicas del polígono que conforman la cuenca y subcuencas.
		Longitud Axial (La)	Distancia entre la desembocadura y el punto más lejano de la cuenca (Henaos, 1988).
		Longitud del curso principal (L)	Distancia desde la naciente hasta la desembocadura del curso principal.
		Longitud total del drenaje (Ln)	Sumatoria de las longitudes de todos los cursos de agua que drenan por la cuenca.
		Coeficiente de sinuosidad total (S)	Relación entre L real y la longitud en línea recta o curva del arroyo (Llamas, 1993)
		Ancho promedio (Ap)	Relación entre A/La.
		Factor de forma (IF)	Indica cómo se regula la concentración del escurrimiento superficial en la cuenca. Relación entre Ap/La (Henaos 1988).
		Coeficiente Gravelius (Kc)	Relaciona el perímetro de la cuenca con el perímetro de un círculo teórico de área equivalente al de la cuenca (López Cádenas de Llano, 1998)
	Relieve	Curva Hipsométrica	Gráfico que explica el estado de madurez de la cuenca.
		Coeficiente de rugosidad (Ra)	Relación entre desnivel de la cuenca y su densidad de drenaje (Dd) (Patton, 1998).
	Drenaje	Clasificación drenaje	Número de orden de río según Strahler (1964).
		Densidad de Drenaje (Dd)	Relación entre Ln/A de la cuenca (Horton, 1932).
		Pendiente media del arroyo	Pendiente en m/m o % del cauce principal del arroyo.
		Tiempo de concentración (Tc)	Tiempo teórico que tardaría una gota de agua desde el punto más lejano de la cuenca hasta el punto de salida de la misma (Kirpich, 1940).

Tabla I. Parámetros determinados en el presente estudio. Fuente: Gaspari *et al*., 2013.

3. Resultados y discusión

La cuenca del arroyo Chapaleofú de acuerdo al Kcob tenido (Tabla II) presenta una forma de oval oblonga a rectangular oblonga. El IF presenta un valor bajo, característico de una cuenca triangular, con dos vértices en la cabecera, afluentes de similar longitud y sincronismo en la llegada, que pueden provocar crecidas significativas (Gaspari *et al.,* 2013). Las cotas dentro de la cuenca oscilaron entre los 108 y 520 msnm. Alrededor del 63% de la superficie se

encuentra por encima de los 211 m de altura. La curva hipsométrica (Figura 2) determinó que la cuenca presenta un estadio de madurez en su evolución hidrográfica. Siguiendo el método de jerarquización del drenaje de Strahler (1964) se alcanzó un orden máximo de 3. Se evidenciaron a partir del trabajo de campo modificaciones en las redes de drenaje por acciones como la construcción de diques y la canalización de cursos de agua por medio de particulares. Teniendo en cuenta la sensibilidad de la cuenca del Río Salado a eventos hídricos extremos (Scarpati y Capriolo, 2013) toman importancia las tareas de prevención como obras civiles y redes de monitoreo de las condiciones principales que intervienen en este tipo de fenómenos, con el fin de dar alerta a las autoridades competentes (Ibarlucia *et al.,* 2017).

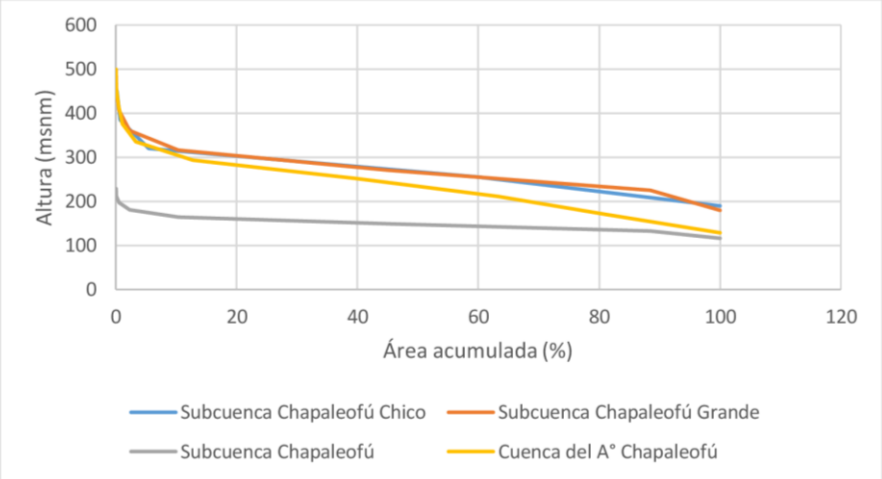


Figura 2. Curva hipsométrica de la cuenca del A° Chapaleofú y sus subcuencas.

Parámetro	Subcuenca C.C.	Subcuenca C.G.	Subcuenca C.	Cuenca A° Chapaleofú
Área (km²)	439.86	592.46	519.21	1600.48
Perímetro (km)	98.04	122.15	109.48	240.00
Perímetro 3D (km)	99.83	123.4	109.55	241.28
Dif. de altura (m)	322.80	359.34	121.17	401.04
La (km)	32.96	43.42	32.48	75.79
Ap (km)	13.34	13.64	15.98	21.11
Kc (adimensional)	1.32	1.41	1.35	1.69
IF (adimensional)	0.40	0.31	0.49	0.27
L (km)	41.32	51.96	36.65	88.62
Ld (km)	32.96	41.35	32.48	73.76
Ln (km)	54.92	147.80	58.65	261.44
S (adimensional)	1.25	1.25	1.12	1.20
Dd (km/km²)	0.12	0.24	0.11	0.16
Ra (adimensional)	2585.32	1440.47	1072.68	2455.03
Dif. altura arroyo	115.66	157.25	53.66	202.33
Pendiente (m/m)	0.02	0.03	0.01	0.02
Pendiente (%)	2.79	3.03	1.46	2.28
Tc Kirpich (h)	4.61	5.33	5.39	10.73
Índice de Circularidad	0.22	0.20	0.21	0.14

Tabla II. Parámetros calculados para la cuenca del arroyo Chapeleofú y sus subcuencas.

4. Conclusiones

El presente trabajo permitió realizar una caracterización de los parámetros morfométricos de la cuenca del arroyo Chapaleofú, donde el SIG resultó una herramienta eficiente y ágil para su cálculo. Las subcuencas de los arroyos Chapaleofú Chico y Grande presentaron características similares en los parámetros analizados. La subcuenca del arroyo Chapaleofú presentó una mayor peligrosidad ante eventos de crecidas debido a la recepción del agua proveniente de las subcuencas mencionadas, y la poca pendiente de su terreno. Con esta herramienta y el trabajo de campo se han podido observar en determinados sectores modificaciones antrópicas sobre la hidrodinámica superficial de la cuenca por parte de productores rurales, con el fin de retener o sacar agua de sus campos, que podría profundizar la vulnerabilidad de la cuenca a eventos hidrológicos extremos. Dada la escasa información existente acerca de la hidrodinámica y el riesgo de inundaciones en la cuenca del arroyo Chapaleofú, se considera que este trabajo conforma un aporte significativo sentando las bases para futuras investigaciones y para una GIRH.

Referencias bibliográficas

Gaspari F, Vagaría A, Senisterra G, Denegri G, Delgado M, Besteiro S. 2013. Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. *AUGMDOMUS.* 4:143-158.

GlobalWater Paternship (GWP). 2009. *Manual para la gestión integrada de Recursos Hídricos en Cuencas.* Londres. 112 págs.

Henaos J. 1988. *Introducción al manejo de cuencas hidrográficas*. Universidad Santo Tomás, Centro de enseñanza desescolarizada, Bogotá, Colombia.396 págs.

Horton R. 1932. Drainage-basin characteristics. *Transactions American Geophysical Union*. 13: 350-361.

Ibarlucía D, Carmona F, Mancino C, Bayala M, Silicani M, Degano F, Rivas R, Holzman M, Cazenave G, Varni M, Barbero V, Toscani P, Castany I, Ramírez D, Aguirre L , Oyarbide F, Ramallo A. 2017. Red de monitoreo de eventos hidrológicos en la vertiente sur del Río Salado, Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos aires. Azul. 14 págs.

Kirpich Z. 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. *Journal of Civil Engineering*. 10: 362.

Llamas J. 1993. *Hidrología general: principios y aplicaciones*. Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco. Bilbao, España. 635 págs.

López Cádenasde Llano F. 1998. *Restauración Hidrológica Forestal de cuencas y Control de la Erosión*. Madrid, España. 945 págs.

Patton P. 1998. Drainage basin morphometry and floods. En: Baker V, Kochel C y Patton P (eds) *Flood geomorphology*. Ed. John Wiley & Sons. New York. Págs. 51-65.

Scarpati O, Capriolo A. 2013. Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 82: 38-51.

Strahler A. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. En: Chow V (eds) *Handbooks of Applied Hydrology*. Ed. McGraw-Hill Book Co. New York. Págs.439-476.

Dinámica temporal de una especie perteneciente al complejo *Porphyra/Pyropia* del Estuario de Bahía Blanca

Milagros SCHIEBELBEIN [a*], M. Emilia CROCE [ab], M. Cecilia GAUNA[ab]

[a] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires
[b] Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca, CONICET Bahía Blanca, Buenos Aires
*schi_mili@outlook.com

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

Las macroalgas rojas pertenecientes al complejo *Porphyra*/*Pyropia* son especies de macroalgas marinas de gran importancia comercial en el mundo. Habitan en las zonas superiores del intermareal, en regiones de clima frío o templado. En este trabajo se presentan los resultados de un análisis de la variación estacional de la abundancia de una especie de *Porphyra*/*Pyropia* que habita en el Estuario de Bahía Blanca. Se realizó un seguimiento de la población en el ambiente y cosechas de individuos durante 10 meses. Los resultados indicaron que la población es perenne y alcanza un máximo desarrollo durante el invierno y la primavera, período donde se registró la mayor biomasa y los individuos alcanzaron su mayor tamaño.

Palabras clave: bangiales; abundancia; puerto Rosales

1. Introducción

Las macroalgas rojas del orden Bangiales (Rhodophyta, Bangiophyceae) conforman un grupo taxonómico diverso que ha sido revisado numerosas veces (Brodie et al., 2008). *Porphyra* y *Pyropia* son los géneros más conocidos, incluyendo las especies marinas de mayor importancia comercial en el mundo. Estudios moleculares recientes demostraron que existe un gran número de especies y géneros sin describir (Yang *et al*., 2020).

Porphyra y *Pyropia* tienen una morfología sencilla, los talos macroscópicos son láminas foliosas que pueden medir desde pocos centímetros hasta más de un metro. Habitan en la mayoría de las costas rocosas del mundo, principalmente en las regiones boreales o en zonas con clima frío a templado (Lee, 1999). Debido a que están adaptadas a tolerar el estrés por desecación y temperatura causado por la exposición al aire y al sol durante los periodos de bajamar logran colonizar regiones superiores del intermareal (Blouin *et al*., 2011).

Se reconocen alrededor de 87 especies de *Porphyra* y 40 especies de *Pyropia* (Guiry y Guiry, 2020). En la bibliografía ficológica de Argentina, hay cinco especies descriptas (Boraso, 2013), de las cuales, *Porphyra columbina* ha sido la especie más estudiada en la provincia de Santa Cruz (Boraso de Zaixso y Zaixso, 1998). Durante relevamientos recientes de la flora macroalgal de la costa sudbonaerense se hallaron poblaciones de algas Bangiales foliosas que habitan en las zonas del intermareal superior (Croce *et al*., 2015, Paniagua, 2015).

Debido al valor económico y ecológico que tiene este grupo de algas, es de gran importancia conocer las características biológicas de estas especies y la dinámica de sus poblaciones.

El objetivo de este trabajo consistió en determinar la variación temporal de la abundancia de una especie de *Porphyra*/*Pyropia* que habita en el estuario de Bahía Blanca.

2. Materiales y Métodos

El estudio se realizó a lo largo de 60 m en la región intermareal superior de Puerto Rosales en el estuario de Bahía Blanca (38°55'S; 62°04'O). La población de *Porphyra*/*Pyropia* habita sobre rocas graníticas de la costa oeste del muelle de Prefectura, abarcando una franja de 4,4 m de ancho.Se realizó un muestreo cada 30 o 40 días aproximadamente desde octubre de 2021 a julio de 2022. En cada muestreo se cuantificó la abundancia de talos macroscópicos mediante muestreos destructivos y no destructivos. Para el muestreo no destructivo se seleccionaron y marcaron rocas al azar (n=5), y en cada una se delimitó una parcela de 10 cm de lado donde se contó el número de individuos. Durante cada muestreo se repitió el conteo sobre las mismas parcelas delimitadas. Para el muestreo destructivo se seleccionaron rocas al azar (n=5), de las cuales se cosecharon los talos de *Porphyra*/*Pyropia* y se trasladaron al laboratorio. Las algas se lavaron, se contó el número de individuos, se determinó el largo y ancho de las láminas,luego se secaron al aire durante una semana, hasta alcanzar peso constante y se obtuvieron valores de peso seco (PS).Para determinaron los niveles de temperatura y radiación fotosintéticamente activa (PAR) a los que está expuesta la población de *Porphra/Pyropia* en el intermarial superior, se midió la radiación PAR con un radiómetro Apogee Instruments y la temperatura con un datalogger ONSET HOBO MX2202. Los resultados se analizaron en plantillas de Excel y las variaciones mensuales de la abundancia se analizaron mediante ANOVA y comparaciones de Tukey.

3. Resultados y Discusión

El seguimiento de la población realizado a través de los muestreos no destructivos mostró cambios marcados en el número de individuos en el transcurso de las estaciones. En la figura 1 se observa que el número de talos fue máximo en octubre (primavera) y luego disminuyó, alcanzando su mínimo valor en marzo (otoño). A partir de este mes, se registra un incremento en la población. Si bien no se completó aún el seguimiento anual de la población, los resultados obtenidos hasta el momento evidenciaron que alcanza su máximo desarrollo en invierno y primavera.

Esto coincide con lo analizado por Zapata et al. (2019) para las especies *Pyropia orbicularis* y *Pyropia variabilis* en Valparaíso, Chile que también alcanzan su máxima abundancia durante el invierno y la primavera.

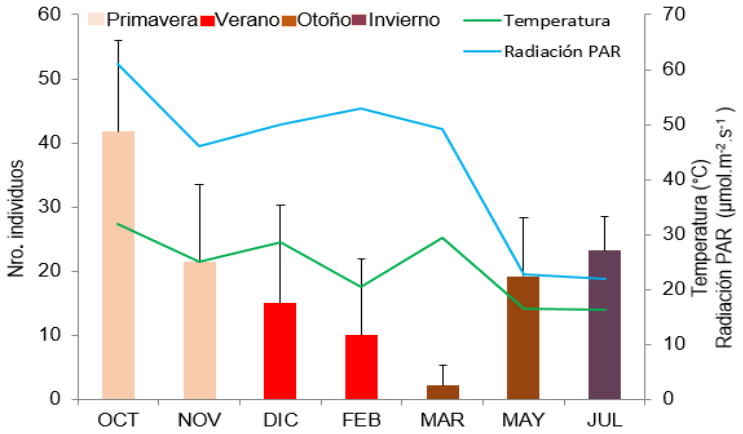


Figura 1. Variación temporal del número de individuos por parcela de *Porphyra/Pyropia* (muestreos no destructivos).

La longitud de los talos de *Porphyra/Pyropia* variaron entre 0,3 y 5,3 cm (Figura 2). Los resultados indicaron que hubo diferencias significativas en la longitud de los talos entre las diferentes estaciones del año (p=<0,05; F=20,2), teniendo una longitud mayor los talos de invierno y primavera (p<0,05). El ancho de los talos varió entre 0,3 cm y 3,8 cm (Figura 2). Hubo diferencias significativas entre las distintas estaciones del año (p=<0,05; F=7,65), teniendo un ancho mayor los talos del invierno y primavera (p<0,05). Las mediciones correspondientes al largo y ancho difieren ampliamente respecto a la especie *Porphyra columbina* donde la longitud varía entre 4,5 cm y 26,7 cm y el ancho entre 2,2 cm y 22,9 cm (Boraso de Zaixso y Zaixso, 1998). Sin embargo, tienen mayor similitud con la especie *Porphyra suborbiculata* que registra un ancho de 1-2 cm y un largo de 1-3 cm (Aguilar Rosas y Aguilar Rosas, 2003).

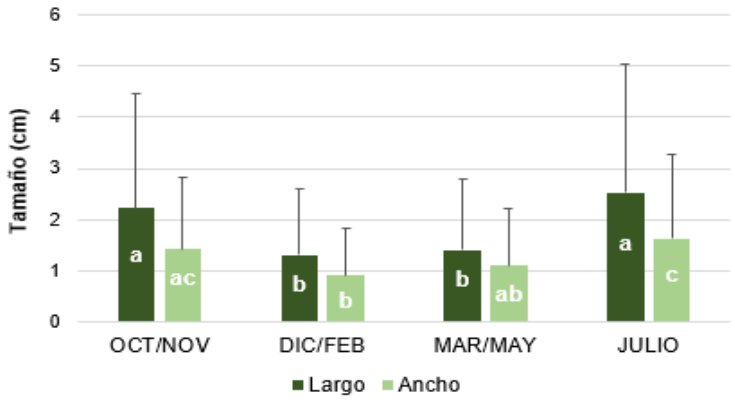


Figura 2. Valores promedio de ancho y largo de los talos de *Porphyra/Pyropia* en las diferentes estaciones del año.

La variación estacional de la biomasa (figura 3) coincidió con la variación estacional de la abundancia (figura 1). El valor máximo correspondió al mes de octubre (primavera). La biomasa disminuyó en el transcurso de la primavera y el verano y en mayo comenzó a aumentar nuevamente (otoño).

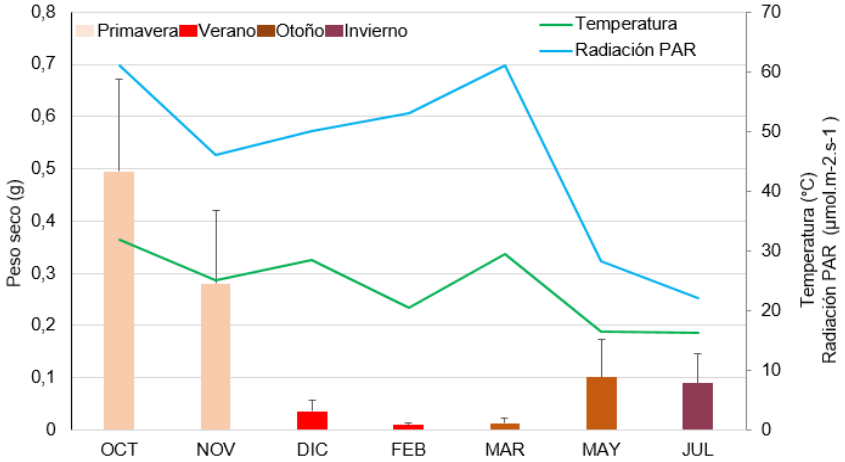


Figura 3. Variación temporal de la biomasa de *Porphyra/Pyropia* (muestreos destructivos)

A diferencia de la tendencia observada en el seguimiento poblacional de parcelas no cosechadas, donde se observó un menor número de individuos en los meses cálidos (diciembre a marzo), el número de individuos en parcelas cosechadas fue similar a lo largo del año, y no hubo una tendencia a la disminución hacia los meses cálidos (Figura 4). Esto indicaría que la población tuvo varios períodos de reproducción sexual, manteniendo un reclutamiento constante de nuevos individuos a lo largo de las estaciones en los sustratos que se encuentran disponibles. Teniendo en cuenta el tamaño de los talos, es evidente que los individuos reclutados en los meses cálidos alcanzan tamaños menores que los individuos reclutados en los meses de primavera y otoño.

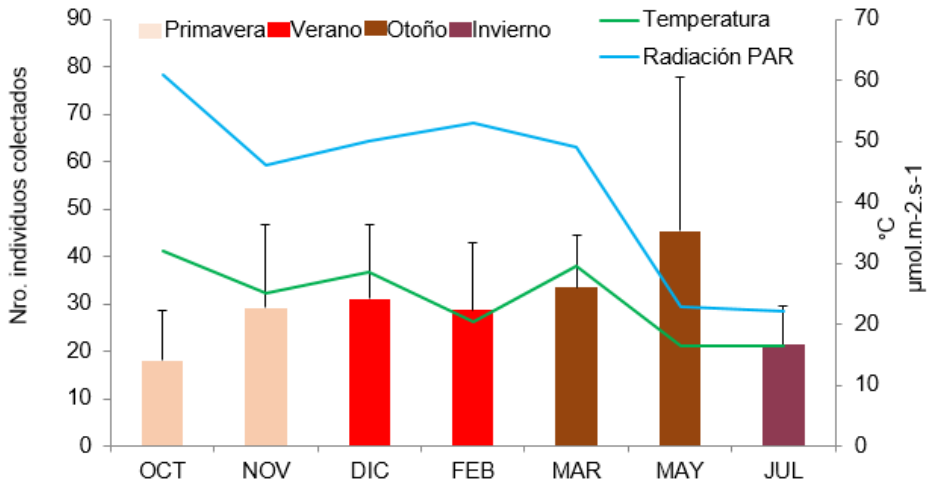


Figura 4. Variación temporal del número de individuos de *Porphyra/Pyropia* (muestreos destructivos)

4. Conclusiones

La especie de *Porphyra/Pyropia* que habita en las costas del estuario de Bahía Blanca es una especie de pequeño tamaño, cuyas poblaciones tienen una marcada estacionalidad. Si bien

los talos estuvieron presentes durante todos los meses estudiados, los individuos alcanzaron tamaños mayores en los meses templados y fríos, generando una mayor biomasa.

Agradecimientos: Este trabajo fue realizado en el marco de una Beca de Estímulo a las Vocaciones Científicas otorgada a Milagros Schiebelbein por el Consejo Interuniversitario Nacional y fue financiado por la Secretaria General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur a través del PGI 24/ZB88. Los autores agradecen al Consorcio de Gestión del Puerto de Coronel Rosales por facilitarles el acceso al área de estudio.

Referencias bibliográficas

Aguilar Rosas R y Aguilar Rosas L. 2003. El género *Porphyra* (Bangiaceae, Rhodophyta) en la costa Pacífico de México. I. *Porphyrasuborbiculata* Kjellman. *Hidrobiologica.* 13: 51-56.

Blouin N, Brodie J, Grossman A, Xu P y Brawley S. 2011. *Porphyra*: a marine crop shaped by stress. *Trends in Plant Science*, 16:29-37.

Boraso de Zaixso A y Zaixso H. 1998. *Porphyra columbina* Montagne (Rhodophyta). I. Morfología y distribución vertical en Punta Maqueda (Provincia de Santa Cruz, Argentina). *Physis, Secc*. A, 55:1-7.

Boraso A. 2013. Elementos para el estudio de las macroalgas marinas de Argentina. EDUPA, 212 págs.

Brodie J, Mortensen A, Ramirez M, Russell S y Rinkel B. 2008. Making the links: towards a global taxonomy for the red algal genus *Porphyra* (Bangiales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 20:939-949.

Croce M, Gauna M, Fernández C y Parodi E. 2015. Intertidal seaweeds from North Atlantic Patagonian coasts, Argentina. *Check List, The Journal of Biodiversity Data,* 11:1-8.

Guiry M y Guiry G. 2020. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org.

Lee R. 1999. Phycology. Cambridge University Press, Cambridge, 547 págs.

Paniagua G. 2015. Dinámica costera y ecología de comunidades macrobentónicas intermareales de Pehuen Co, Provincia de Buenos Aires. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur, 90 págs.

Yang L, Deng Y, Xu G, Russell S, Lu Q y Brodie J. 2020. Redefining *Pyropia* (Bangiales, Rhodophyta): four new genera, resurrection of *Porphyrella* and description of *Calidia pseudolobata* sp. nov. from China. *Journal of Phycology*, 56:862–879.

Zapata J, Meynard A, Anguita C, Espinoza C, Alvear P, Kumar M, y Contreras Porcia L. 2019. Non-random distribution and ecophysiological differentiation of *Pyropia* species (Bangiales, Rhodophyta) through environmental gradients. *Phycological Society of America,* 55:1140-1153.

Análisis hidrobiológico de 18 arroyos de la región pampeana

CarolinaVILCHES[a,b,c*],María Luz PADULLES[a,b,c] , Marina TAGLIAFERRO[b,d], Carolina RODRIGUEZ CASTRO[a,b,c], Ana TORREMORELL[a,b,c], ClaudiaFEIJOO[a,b,c], Eduardo Zunino[a,b] y Adonis GIORGI[a,b,c]

[a]Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable, (INEDES), CONICET-UNLu
[b] CONICET
[c] Departamento de Cs. Básicas, Universidad Nacional de Luján
[d]Instituto de Diversidad y Ecología Animal IDEA (CONICET- UNC).
[*]E-mail: carolina_vilches@hotmail.com

Eje temático: Estructura y Dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

Los arroyos pampeanosse caracterizan por la baja velocidad de corriente y una alta irradiancia lo que permite el desarrollo de comunidades de macrófitas y de algas. El objetivo de este estudio fue analizar las caracteristicas hidrobiológicas de arroyos pampeanos relacionando sus características fisicoquímicas con la biomasa de microalgas y la cobertura de macrófitas.Para ello se realizaron muestreos (invierno 2017, verano 2018) en 18 arroyos siguiendo una transecta latitudinal. Se midieron parámetros hidrológicos (ancho, profundidad, velocidad y caudal) y fisicoquímicos (Temperatura, pH, Oxígeno disuelto, saturación del oxígeno y conductividad). Se estimaron las concentraciones de nutrientes del agua (fósfatos, amonio, nitritos y nitratos). Además se estimó la concentración del material particulado en suspensión, su porcentaje de materia orgánica, el carbono orgánico disuelto y la materia orgánica presente en los sedimentos. Se estimó la biomasa de microalgas como la concentración de clorofila-a presente en el plancton, epifiton y epipelon. También, se estimó la cobertura del tramo por macrófitas y la correspondiente alos diferentes tipos biológicos (flotantes, sumergidas, emergentes y macroalgas). El uso de los campos aledaños a los arroyos analizados fue preponderantemente ganadero extensivo aunque algunos eran agrícolas o mixtos. Los arroyos muestreados se caracterizaron por aguas alcalinas, conductividades altas y buenos niveles de oxígeno disuelto. Los niveles de nutrientes fueron relativamente altos pero disminuyeron en verano. La biomasa de las microalgas se correlacionó negativamente con los fosfatos y los nitratos y positivamente con el pH, la temperatura del agua y la concentración de nitritos. Esta relación dependería de la producción de las comunidades.La cobertura de macrófitas disminuiría el desarrollodel epipelon mientras que las macroalgas aparecen en verano y aumentan el porcentaje de tramo cubierto. Aunque los tramos fueron seleccionados siguiendo una transecta latitudinal no se detectaron cambios de norte a sur.

Palabras clave: Arroyos pampeanos; nutrientes; macrófitas; clorofila

1. Introducción

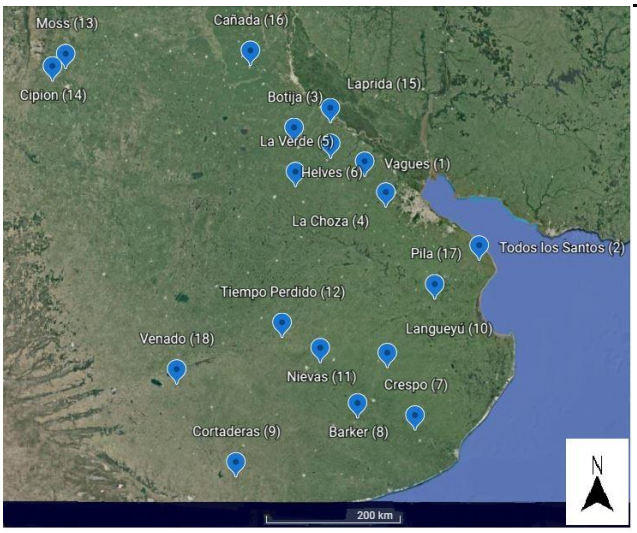
Los arroyos pampeanos están situados en la parte central de Argentina, se caracterizan por la baja velocidad de corriente y carecen de una zona ribereña boscosa, lo que determina una alta irradiancia. Estas condiciones permiten el desarrollo de comunidades de macrófitas y de algas (Vilches y Giorgi, 2010). La heterogeneidad del hábitat es el resultado de la vegetación sumergida que juega un papel importante en la estructuración de las comunidades biológicas (Giorgi *et al*., 2005). Se han reportado altas concentraciones de nutrientes para estos arroyos incluso en sitios con baja o moderada ganadería y agricultura (Feijoó *et al*., 1999).

Existen algunos estudios regionales que caracterizan los arroyos pampeanos.Feijoó *et al*. (1999) caracterizaron 20 arroyos de una cuenca utilizando características físicas, químicas y microbiológicas del agua, mientras que Bauer *et al*. (2002) establecieron el estado ecológico de nueve arroyos y ríos considerando comunidades de diatomeas y macroinvertebrados y Mugni *et al*. (2005) determinaron las concentraciones de fósforo y nitrógeno en agua y analizaron su dinámica en cuatro arroyos de la zona productora de soja de la provincia de Buenos Aires. Finalmente, Feijoo y Lombardo (2007) estudiaron 40 arroyos de la provincia de Buenos Aires observando quelas comunidades de plantas acuáticas reflejan el estado eutrófico de las aguas donde los niveles de nutrientes estan relacionados con la litología original en el caso del fósforo y con el uso del suelo en el caso del nitrógeno.

El objetivo de este estudio fue analizar las caracteristicas hidrobiológicas de 18 arroyos pampeanos relacionando las variables fisicoquímicas de cada uno de ellos con la biomasa de microalgas y la cobertura de macrófitas presentes.

2. Materiales y Métodos

Para el estudio se seleccionaron tramos homogéneos de al menos 100 m en 18 arroyos de la región pampeana (Figura 1) siguiendo una transecta latitudinal. Estos arroyos son de primer y segundo orden. Se realizaron dos muestreos en estaciones climáticas contrastantes (invierno 2017 y verano 2018).



	Arroyo	Coordenadas
1	Vagues	34°17.607´S 59°27.092´O
2	TodosLosSantos	35°21.278´S 57°25.084´O
3	Pergamino	33°52.18´S 60°39 26.9´O
4	Choza	34°42.179´S 59°04.715´O
5	La verde	34°28´20.5´´S 60°35´54.3´´O
6	Helves	34°04.703´S 60º 01.592´O
7	El crespo	37°44´17.7´´S 58° 21´03.4´´O
8	Baker	37°35´22.8´´S 59°22´34.5´´O
9	Cortaderas	38°27´0.7´´S 61°27´40.4´´O
10	Langueyú	36°53´21.2´´S 58°54´59.1´´O
11	Nieves	36°51´25.7´´S 60°04´41.6´´O
12	Tiempo Perdido	36°31´32.9´´S 60°44´51.6´´O
13	Mosso	32°54´29.4´´S 64°22´02.03´´O
14	Cipion	33°04´30.4´´S 64°34´52.2´´O
15	Laprida	33°34´54´´S 60°03´01.2´´O
16	Cañada Gomez	32°50´48.6´´S 61°23´35.6´´O
17	El Pila	35°55´19.9´´S 58°09´10.7´´O
18	Venado	37°11´12.2´´S 62°31´10.9´´O

Figura 1. Ubicación de los 18 arroyos estudiados. Google Earth 9.172

En una transecta perpendicular al arroyo se midió: el ancho mojado y la profundidad cada 20 cm para definir el área transversal del tramo. La velocidad de la corriente media se estimó con un velocímetro Schiltknecht MiniAir20. Se calculó el caudal del tramo por el método de velocidad-área (Gordon *et al*. 2004). Los parámetros fisicoquímicos (Temperatura, pH,

Oxígeno disuelto, porcentaje de saturación del oxígeno y conductividad) se midieron *in situ* con una sonda multiparamétrica (Thermo Orion Star A329).

Se estimaron las concentraciones de nutrientes del agua (fósforo reactivo soluble, amonio, nitritos y nitratos) de acuerdo a APHA (2005). Además se estimó la concentración del material particulado en suspensión por secado, su porcentaje de materia orgánica por diferencia luego del muflado y el carbono orgánico disuelto (COD) mediante el método de combustión a alta temperatura. De igual modo, se estimó la concentración de materia orgánica presente en los sedimentos con muestra extraida con core, secada a 60°C hasta peso constante y muflada a 480 °C por 4 horas (APHA, 2005).

Se estimó la biomasa de las microalgas como la concentración de clorofila a (Aminot, 1983) presente en el plancton (un litro de agua filtrada por filtro tipo Whatman GF/F), epifiton (porción de 10 cm de vástago de macrófita sonicada) y epipelon (sacabocados de 0.314 cm^2). Además, se estimó la proporción de cobertura total por macrófitas y la cobertura por diferentes tipos biológicos de macrófitas (flotantes, sumergidas, emergentes y macroalgas) por el método línea-intersección para mapear la distribución de macrófitas en el tramo de estudio a lo largo de veinte transectas equidistantes espaciados cada 5 m a lo largo de un tramo de 100 m (Vilches y Giorgi, 2010).

Se realizaron correlaciones mediante el programa estadístico InfoStat y la normalidad de las variables se puso a prueba usando el test de Kolmogorov-Smirnov y se transformaron cuando fue necesario.

3. Resultados y Discusión

El uso de los campos aledaños a los arroyos analizados fue preponderantemente ganadero extensivo aunque algunos tenian cultivos o una mezcla de uso agrícola y ganadero. Los parámetros fisicoquímicos de los 18 arroyos estudiados se presentan de acuerdo a su uso enla Tabla I.Aunque los tramos fueron seleccionados siguiendo una transecta latitudinal no se detectó ningún gradiente de cambio claro en los parámetros estudiados. Los arroyos tienen en general bajos caudales (Feijoó y Lombardo, 2007; Vilches y Giorgi, 2010). En este estudio observamos que estos bajos caudales fueron aún más bajos en verano donde incluso el arroyo El Pila se secó totalmente. Los arroyos muestreados se caracterizaron por aguas alcalinas, conductividades altas y buenos niveles de oxígeno disueltosalvo los arroyos Todos los Santos y Venado que mostraron déficit de oxígeno en sus aguas en el verano (ambos muy afectados por alta densidad de ganado). Los niveles de fósforo reactivo soluble (PRS) fueron relativamente altos pero disminuyeron en verano. El nitrógeno se comporta de forma similar como amonio o nitratos aunque las concentraciones de nitritos aumentan en verano. La materia orgánica tanto disuelta como particulada o en los sedimentos no muestra estacionalidad.

Uso		Ganadero	Agrícola	Mixto
Caudal (L/s)	I	5.05-372.4	192.1-1144	12.8-107.7
	V	0.0-276.5	69.3-861.1	22.9-32.1
pH	I	7.3-8.5	7.4-8.2	7.7-7.7
	V	7.7-9.1	7.6-8.5	7.5-8.7
OD (mg/L)	I	8.8-12.3	8.2-10.1	7.4-11.1
	V	1.9-13.6	8.4-14.9	7.3-7.6
% saturación OD	I	89.5-122.7	87.7-99.5	84.5-96.8
	V	23.1-196.4	110.8-193.6	84.9-92.7
Conductividad (µS/cm)	I	258-2219	2314-11,3	842-1566
	V	727-2450	852-3964	858-1303
Temperatura (°C)	I	9.8-16.9	13.5-17.9	8.2-18.9
	V	19.1-36.8	21.1-27.4	20-22.9
PRS ($P\text{-}PO_4^{-3}$ mg/L)	I	0.054-0.49	0.13-0.60	0.03-0.39
	V	0.005-0.23	0.005-0.376	0.19-0.46
Amonio ($N\text{-}NH_4^{+}$µg/L)	I	0.0-756	13.9-97	12.4-28.5
	V	0.0-94.2	0.0-27.1	0.0-86.3
Nitritos ($N\text{-}NO_2^{-}$ mg/L)	I	7.04-291.8	22.08-151.7	17.5-57.8
	V	8.6-959.8	45.6-1590	33.2-117.6
Nitratos ($N\text{-}NO_3^{-}$ mg/L)	I	0.5-8.3	0.9-7.2	0.6-2.2
	V	0.0-3.6	0.08-2.3	0.06-1.5
DOC (mg/L)	I	9.6-56.5	8.2-23.4	8.5-15.9
	V	7.6-100.7	8.1-13.7	11.8-20
MPS (g/L)	I	0.004-0.09	0.003-0.14	0.05-0.06
	V	0.006-0.16	0.005-0.97	0.03-0.28
% MO	I	6.2-98.0	4.08-70.3	16.9-22.8
	V	6.9-64.4	3.8-50.7	15.9-24.0
MO de sedimento (g/m^2)	I	197-4313	230-2457	1178-2333
	V	449-3905	496-9779	1858-6781

Tabla I. Rangos de los parámetros fisicoquímicos de los 18 arroyos estudiados agrupados por uso de suelo

La biomasa de las microalgas se presenta como concentración de clorofila a en la Tabla II junto al total del tramo cubierto por macrófitas.

Arroyo	Fitoplancton (mg/L)		Epifiton (mg/m^2)		Epipelon (mg/m^2)		Macrófitas %	
	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano
Vagues	0.21±0.03	3.76±0.60	1.1±0.5	18.3±8.5	10.1±13.6	58.1±23.8	10.5	21.0
TodosLosSantos	0.38±0.00	7.87±4.00	29.0±41.8	3.6±4.2	15.3±5.5	35.7±14.7	33.1	66.3
Pergamino	1.30±1.40	9.84±0.90	0.5±0.3	71.8±83.4	32.5±28.5	64.3±55.5	7.7	17.3
Choza	0.50±0.39	3.18±0.00	8.7±8.2	32.0±47.1	152.6±53.4	305±224	4.2	5.0
La verde	9.59±1.90	5.36±1.70	7.6±5.6	49.2±35.1	218.0±142.7	223±132	0.9	4.1
Helves	1.49±0.20	2.43±0.70	7.2±1.7	52.0±22.7	153.8±91.6	95.8±59.4	14.5	18.3
El crespo	0.50±0.10	0.75±0.19	0.8±0.1	81.0±69.1	56.7±55.4	57.2±29.4	39.0	82.0
Baker	0.25±0.10	1.87±0.40	6.1±5.5	19.8±6.7	16.7±1.6	18.7±2.2	39.2	24.5
Cortaderas	3.20±1.40	7.70±2.90	0.5±0.1	26.4±23.9	5.7±5.3	25.79±21.3	15.9	25.7
Langueyú	1.25±0.40	2.74±0.40	3.7±1.8	45.1±20.3	10.3±1.2	68.3±34.2	61.0	83.4
Nieves	1.37±0.40	136±4.30	3.4±1.2	52.9±38.5	48.6±41.2	61.2±35.1	35.6	36.6
TiempoPerdido	14.47±2.90	319±54.40	4.3±5.3	0.1±0.0	16.3±12.9	41.1±32.5	14.3	0.0
Mosso	0.50±0.20	0.25±0.00	2.5±0.5	5.4±7.0	7.5±7.0	5.5±2.1	25.1	13.5
Cipion	1.56±0.70	2.49±1.60	14.9±6.0	49.4±39.6	107.5±80.8	16.9±7.1	34.7	37.8
Laprida	3.65±1.50	2.14±0.70	3.2±2.8	194.5±286	72.2±97.8	16.1±6.1	3.6	3.1
Cañada Gomez	0.80±0.10	1.65±0.24	0.7±0.3	114.8±72.2	43.4±18.5	58.5±13.5	11.4	60.4

El Pila	49.30±33.40		4.6±1.9		97.6±39.3		9.6	
Venado	1.430±0.30	9.16±4.00	0.3±0.2	7.2±4.9	60.1±27.9	17.5±12.1	35.9	85.0

Tabla II. Biomasa, estimada como clorofila-a de las tres comunidades algales principales y porcentaje de cobertura de macrófitas

La cobertura de macrófitas impide que la luz solar alcance los sedimentos y se desarrolle el epipelon obteniendose entonces una correlación negativa entre la clorofila del epipelon y la cobertura de macrófitas (-0.41 $p<0.05$). Las macroalgas aparecen enverano y aumentan el porcentaje de tramo cubierto.La biomasa de las microalgas se correlacionó negativamente con el fósforo (-0.24) y los nitratos (-0.33) y positivamente con el pH (0.47), la temperatura del agua (0.60) y la concentración de nitritos (0.46). La cobertura de macrófitas presentó correlaciones significativas con el pH (0.42), y los fosfatos (-0.26) mientras que las macrófitas emergentes con el caudal (-0.53).

4. Conclusiones

Las relaciones halladas entre los parámetros fisicoquímicos y la biomasa de microalgas o la cobertura de macrófitas dependería de la producción de estas comunidades.Mientras que la cobertura de macrófitas disminuye el desarrollodel epipelon. Las macroalgas aparecen en verano y aumentan el porcentaje de tramo cubierto.Aunque los tramos fueron seleccionados siguiendo una transecta latitudinal no se detectó un gradiente de cambio hidrobiológico de norte a sur. Aparentemente las condiciones intrínsecas de cada arroyo son más importantes que los gradientes ambientales.

Agradecimientos: Financiamiento PICT 2014-1017 y PICT 2014-2450

Referencias bibliográficas

A.P.H.A. 2005. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. American Public Health Association, Washington.

Aminot, A. 1983. Dosage de la chlorophylle et des phéopigment par spectrophotométric. En: Aminot,A y M Chansspied (eds.). *Manual des analyses chimiques en Milien marin Centre National pour L´Explotation des Océans*, Brest.177-189

Bauer, D, Donadelli, T, Gómez, N, Licursi, M, Ocón, L, Paggi, A, Rodrígues Capítulo, A, Tangorra, M. 2002. Ecological status of the Pampean plain streams and rivers (Argentina). *Ver. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28, 259–262.

Feijoó, C, Giorgi, A, García, ME, Momo, F. 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia* 394, 41–52.

Feijoó, C, Lombardo, R.2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41:1399–1410

Giorgi, A, Feijoó, C, Tell, G. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14, 1699–1718

Gordon N, McMahon T, Finlayson B, Gippel C, Nathan R. 2004. *Stream hydrology, an introduction for ecologists*. Chichester: Wiley.

Mugni, H, Jergentz, S, Schulz, R, Maine, A, Bonetto, C. 2005. Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentina). En: Serrano, L, Golterman, H (Eds.).*Phosphates in Sediments*. Backhuys Publishers. The Netherlands. pp. 163–170

Vilches C, Giorgi A. 2010. Metabolism in a macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*. 654:57–6

Características limnológicas y composición del plancton del embalse San Felipe (San Luis, Argentina)

Alicia VIGNATTI[a*], Miguel MANCINI[b], Juan MARZUOLI[b], Víctor SALINAS[b], Lorenzo REGIS[b], Luciana CIBILS MARTINA[c], Joaquín LORENZONI[b], Federico FERNANDEZ[b] y Santiago ECHANIZ[a]

[a] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo). FCEyN, UNLPam.
[b] INCIVET. Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.
[c] Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente, CONICET-UNRC.
[*]Correspondencia a los autores,

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

En la provincia de San Luis, existen una veintena de embalses, la mayoría localizados en el área serrana. San Felipe es el de mayor superficie (1280 ha) y uno de los más importantes. Sin embargo no existen suficientes antecedentes sobre las características limnológicas y del plancton de dicho reservorio. Los objetivos del presente trabajo fueron evaluar las principales características físicas y químicas del agua, determinar la riqueza, composición y densidad del zooplancton y las principales especies del fitoplancton. Se realizaron mediciones *in situ* en 15 puntos del lago, se tomaron muestras de zooplancton y fitoplancton durante el mes de enero de 2021. Los valores de conductividad, temperatura, pH y oxígeno disuelto fueron de 0.39 uS/cm, 25.4 ºC, 8.46 y 8.70 mg/L. La transparencia fue muy baja (28 cm) y se debió a la elevada densidad del dinoflagelado *Ceratium* sp., taxón dominante en el fitoplancton. En el zooplancton se registraron 15 *taxa*, 6 cladóceros, 2 copépodos y 7 rotíferos, con una asociación de especies típica de los embalses de la región, conformada por *Eubosmina huaronensis*, *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia dubia, Diaphanosoma birgei, Moina micrura, Notodiaptomus incompositus*, *Hexarthra* sp. y *Polyarthra vulgaris*. La densidad total media del zooplancton fue 475.7 ind./L. Es destacable el rol del rotífero del género *Asplanchna* en función del potencial control sobre *Ceratium* sp.

Palabras clave: fitoplancton; *Ceratium*; zooplancton; *Asplanchna*

1. Introducción

Las características del agua y del plancton son componentes clave en la ecología de los embalses (Kalff, 2002), por lo que su conocimiento y monitoreo permiten comprender su funcionamiento, optimizar su gestión y determinar los usos, tanto *in situ* como aguas abajo.

El estudio del fitoplancton es importante, ya que las floraciones de especies de géneros como *Ceratium* son comunes en embalses de Argentina y pueden afectar la calidad del agua e indirectamente a otras comunidades acuáticas, alterarando los usos de los embalses (Briand *et al*., 2003). Por otro lado, la importancia del zooplancton radica en que recicla los nutrientes haciéndolos biodisponibles para los productores primarios y porque son alimento de la mayoría de las especies de peces sobre todo en etapas tempranas de su desarrollo.

En la provincia de San Luis, existen una veintena de embalses. A pesar de la importancia del conocimiento de la calidad del agua y del plancton, los estudios en los mismos son muy

escasos. Los objetivos del presente trabajo fueron: evaluar las principales características físicas y químicas del agua del embalse San Felipe, determinar la riqueza, composición y densidad del zooplancton y las principales especies del fitoplancton.

2. Materiales y métodos

El embalse San Felipe (32º48'S, 65º28'O; Figura 1), el más extenso de la provincia de San Luis, tiene una superficie de 1280 ha. Es alimentado por el río Conlara y los arroyos Piedra Bola y Santa Eugenia. Sus principales usos son almacenamiento y abastecimiento de agua para diferentes fines, generación de energía hidroeléctrica y desarrollo de actividades náuticas, turísticas y deportivas. En el sur del embalse hay dos islas, que fueron declaradas Reserva Intangible de la provincia en 1990 por ser sitios de cría y nidificación de una gran variedad de aves acuáticas.

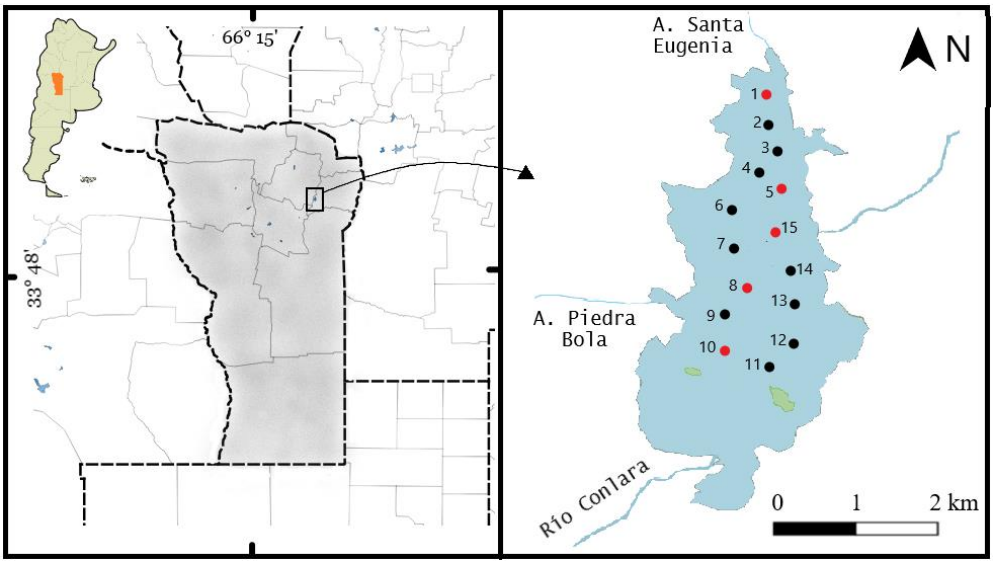


Figura 1. Ubicación geográfica del embalse San Felipe (círculos negros indican los sitios donde se determinaron parámetros del agua, círculos rojos donde, además, se tomaron las muestras de zooplancton.

El trabajo de campo se realizó en enero de 2021, cuando el nivel hidrométrico estuvo casi siete metros por debajo del máximo histórico. Se seleccionaron 15 sitios (Figura 1) donde se determinaron la temperatura del agua, el pH, la concentración de oxígeno, la transparencia y la profundidad. Se consideró también información colectada durante un muestreo en mayo de 2019. En el centro del embalse se tomó una muestra de fitoplancton de 20 L filtrada con una red de 18 µm. En cinco sitios (Figura 1) se tomaron muestras cuantitativas de zooplancton (de 36 L), filtradas con red de 47 micrómetros de abertura de malla. La densidad del micro y macrozooplancton se determinó mediante conteos en cámaras tipo Bogorov y Sedgwick-Rafter y se expresó en ind./L. Los organismos del fitoplancton se identificaron y contaron en alícuotas de 0.3 ml de muestra. Se cuantificaron en tres transectas a lo largo del cubreobjetos,

mediante microscopio óptico a 40 X. Este procedimiento se repitió dos veces por muestra y se expresó la densidad de ind./mL.

3. Resultados y Discusión

Los resultados de las mediciones *in situ* y las realizadas en mayo de 2019 se muestran en la Tabla I. Si bien los valores de los parámetros fueron similares entre sitios, la menor concentración de oxígeno (6.78 mg/L) se registró en el sitio 9, próxima al arroyo Piedra Bola. La mayor profundidad (11.3 m) se midió en el sitio 15, cerca de la presa, mientras que la menor se registró en el sitio 1 (1.47 m). La conductividad eléctrica fue reducida, similar a la de 2019, y lo mismo ocurrió con el pH. La transparencia del agua en ambas ocasiones fue distinta, en 2019 había superado 120 cm mientras que en 2021 fue casi una cuarta parte, lo que podría indicar un cambio en el estado trófico dado por una mayor biomasa algal relacionada a la época del año y a un menor volumen de agua.

Variable	N	Promedio	Mín.	Máx.	D. E.	2019*
Conductividad (µS/cm)	15	0.39	0.36	0.41	0.01	0.35
Temper. agua (ºC)	15	25.4	24.4	28.0	1.1	16.9
pH	15	8.46	8.15	8.80	0.19	8.34
Oxígeno (mg/L)	15	8.70	6.78	10.34	1.31	s/d
Satur. oxígeno (%)	15	116.6	90.5	141.4	18.2	s/d
Transparencia (cm)	15	28	25	32	2.3	127
Profundidad** (m)	15	4.77	1.47	11.30	3.26	s/d

Tabla I. Valores medios, mínimos, máximos y desvío estándar de las variables analizadas en San Felipe. *: datos de 2019. **: volumen embalsado: 6.88 m bajo la cota de vertedero.

En el fitoplancton se identificó un total de 12 *taxa*: 4 Bacillariophyta (diatomeas, 33%), 4 Chlorophyta (33%), 3 Charophyta (25%) y un Miozoa (8%) (Tabla II). La densidad total fue 18447 ind./mL, siendo el más abundante el dinoflagelado *Ceratium* sp., que aportó el 64.09 % de la densidad total (Tabla II). Este taxón, característico de ambientes meso-eutróficos e invasor en Argentina, es frecuente en embalses, donde puede producir floraciones que confieren al agua elevada turbidez y coloración parda como la que mostró San Felipe en 2021. Si bien las floraciones de especies de *Ceratium*, tales como *Ceratium hirundinella*, no son tóxicas, producen interferencias en las cadenas tróficas, pueden perjudicar a peces e invertebrados cuando colapsan y dificultan los procesos de potabilización (Boltovskoy *et al.,* 2003; Bazán *et al.,* 2007; Taboada *et al.* 2021).

Taxa	Densidad (ind./mL)	Abundancia relativa (%)
Bacillariophyta		
Aulacoseira sp.	911	4.94
Cyclotella sp.	1914	10.38
Epithemia sp.	60	0.33
Navicula sp.	91	0.49
Chlorophyta		
Coelastrum sp.	212	1.15
Pediastrum boryanum Turp. (Menegh.)	30	0.16
Pediastrum simplex Meyen (distintas variedades)	3039	16.47
Pediastrum simplex var. *echinulatum* Wittr.	60	0.33
Charophyta		
Closterium sp. 1	30	0.16
Closterium sp. 2	182	0.99
Staurastrum sp.	91	0.49
Miozoa		
Ceratium hirundinella (O. F. Müller) Dujardin	11822	64.09
Total	**18447**	**100**

Tabla II. *Taxa*, densidad y abundancia relativa del fitoplancton del embalse San Felipe.

En el zooplancton se registraron 15 *taxa* (Tabla III), 6 cladóceros, 2 copépodos y 7 rotíferos. La riqueza específica fue menor a la de los otros embalses de la región (Mancini *et al.,* 2011; Cabrera *et al.,* 2014), pero podría deberse a que San Felipe se muestreó solo durante el verano, mientras que otros se muestrearon en varias ocasiones y diferentes estaciones del año. Se halló la asociación típica de los embalses de la región, conformada por *Eubosmina huaronensis*, *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia dubia, Diaphanosoma birgei, Moina micrura, Notodiaptomus incompositus*, *Hexarthra* sp. y *Polyarthra vulgaris*.

La densidad total media del zooplancton fue 475.7 ind./L. Dominaron los copépodos (70.2%), seguidos por cladóceros (18.2%) y rotíferos (11.6%). Entre los cladóceros, *E. huaronensis* y *D. birgei* representaron el 98% del grupo. Entre los copépodos predominaron los nauplios (87%) y, entre adultos y copepoditos, la especie más abundante fue *N. incompositus*. El 61.3% de los rotíferos correspondió a *Keratella cochlearis*.

Es destacable el rol ecológico de los rotíferos del género *Asplanchna*, ya que varias especies son depredadoras y se alimentan tanto de otros rotíferos, como del alga dinoflagelada invasora *Ceratium* sp. (Mac Donagh *et al.,* 2005; Chang *et al.,* 2010).

Taxa	Ind./L
Cladóceros	
Eubosmina huaronensis (Delachaux, 1918)	52.8
B. longirostris (O. F. Müller, 1776)	0.3
Diaphanosoma birgei Korínek, 1981	32.0
Ceriodaphnia cf. *dubia* Richard, 1894	0.3
Moina micrura Kurz, 1874	0.8
Alona sp.	0.6
Copépodos	
Notodiaptomus incompositus (Brian, 1925)	35.2
Microcyclops anceps (Richard, 1897)	8.3
Nauplios*	290.3
Rotíferos	
Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766)	12.7
Asplanchna sp.	2.5
Filinia longiseta (Erhenberg, 1834)	0.3
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	33.8
K. tropica (Apstein, 1907)	1
Polyarthra vulgaris Carlin, 1943	0.3
Hexarthra sp.	4.6

Tabla III. Especies registradas en el zooplancton de San Felipe y su densidad (promedio de los 5 sitios de muestreo). *Los nauplios de copépodos se contaron en conjunto.

4. Conclusión

El agua de San Felipe es de baja salinidad. La concentración de oxígeno está dentro de los valores normales y su porcentaje de saturación se asocia a la actividad fotosintética del fitoplancton. El zooplancton es característico de los embalses de la región. La presencia de *Asplanchna*, es importante debido a su posible acción depredadora sobre *Ceratium* sp.

Agradecimientos: A. J. Fernández y M. Lanzarini por la colaboración brindada. A San Luis Agua S.E. y al Ministerio de Producción.

Referencias bibliográficas

Bazán R, Larrosa N, Cossavella A, Monarde F, Oviedo Zabala S, Rodríguez A y Busso F. 2007. Mortandad de peces en el embalse Los Molinos asociadas a florecimientos de *Ceratium hirundinella*. *CONAGUA*. 12 págs.

Boltovskoy A, Echenique R y Guerrero J.M. 2003. Colonización de limnótopos de Argentina por *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Bol. Soc. Argent. Bot*. 38 (Supl.): 148.

Briand J, Jacquet S, Bernard C and Humbert J. 2003. Health hazards for terrestrial vertebrales form toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research.* 34: 361-377.

Cabrera G, Vignatti A, Echaniz S, Mancini M, Salinas V y Rodriguez C. 2014. Composición taxonómica y variación estacional del zooplancton del embalse Piedras Moras (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 30: 267-274.

Chang K, Doi H, Nishibe Y and Nakano S. 2010. Feeding habits of omnivorous *Asplanchna*: comparison of diet composition among *Asplanchna herricki*, *A. priodonta* and *A. girodi* in pond ecosystems. *J. Limnol.* 69(2): 209-216.

Kalff J. 2002. Limnology. Inland Water System, Prentice Hall, New Jersey.

Mancini M, Bethular A, Vignatti A, Echaniz S, Bonansea M, Salinas V y Rodriguez C. 2011. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia* 6(21): 69-80.

Taboada MA, Bustos MS y Mirande V. 2021. *Ceratium hirundinella, C. furcoides* Algas invasoras en sistemas acuáticos. *Universo Tucumano* 72: 3-12.

Principales características limnológicas y zooplancton delalaguna Alas Coloradas (Córdoba, Argentina)

Santiago ECHANIZ[a*], Alicia VIGNATTI[a], Juan MARZUOLI[b], Joaquin LORENZONI[b], Lorenzo REGIS[b], Víctor SALINAS[b], Miguel MANCINI[b]

[a] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo). FCEyN, UNLPam
[b] INCIVET. Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.
[*]Correspondencia a los autores, santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

En el sur de la provincia de Córdoba, varias lagunas pampeanas se utilizan para la práctica de la pesca deportiva. Sin embargo, la limnología de muchos de estos ambientes no ha sido estudiada. El objetivo del trabajo fue conocer las principales características limnológicas y el zooplancton de la laguna Alas Coloradas (34º38'11''S, 63º44'19''O, 208 ha), donde se desarrolla una pesquería recreativa. Se midieron*in situ*pH, oxigeno disuelto, transparencia, temperatura y conductividad y se tomaron muestras de zooplancton en tres ocasiones.La conductividad osciló entre 0.80 y 1.06 uS/cm, la transparencia entre 18 y 63 cm, el oxígeno entre 7.44 y 12.45 ppm y el pH entre 8.61 y 9.08. En el zooplancton se registraron 29 *taxa*: seis cladóceros, cuatro copépodos y 19 rotíferos. La riqueza de noviembre de 2017 fue considerablemente menor, especialmente de cladóceros y rotíferos lo que pudo estar relacionado con la elevada cantidad de sedimento en suspensióny el bajo volumen de agua. En 2020 se registró la mayor riqueza,dada especialmente por rotíferos lo quepuede deberse a que las muestras fueron tomadas en pleno verano, la estación más propicia para el desarrollo de estos organismos. La riqueza específica fue más elevada que la de otros cuerpos de agua de baja salinidad de la región estudiados durante la estación estival.La mayor densidad total (1975.9 ind/L) se registró en noviembre de 2021 y se debió a elevadas densidades de cladóceros y rotíferos, especialmente *Bosmina longirostris*y*Eubosmina huaronensis* entre los primeros y *Keratella cochlearis* entre los segundos. Alas Coloradases una laguna subsalina y turbia. Los valores de oxígeno y pH son característicos de este tipo de ambientes y el zooplancton presenta una riqueza específica elevada.

Palabras clave: lagunas; Córdoba; ecología; zooplancton; monitoreo

1. Introducción

En la región sur de la provincia de Córdoba existe un elevado número de lagunas de diferente origen, superficie y calidad del agua (Mancini *et al*., 2016). Muchas tienen importancia turística y recreativa porque presentan una gran riqueza de peces, con especies que se capturan deportivamente y para consumo humano. Es frecuente que sean influenciadas por intervenciones antrópicas que modifican algunas de sus características.

Alas Coloradas es una laguna abierta que forma parte del complejo La Felipa, un conjunto de lagunas conectadas por el arroyo Chucul (Degiovanni *et al*., 2012). A fines de 2015 sufrió la rotura de uno de sus bordes debido a una creciente de dicho arroyo, lo que llevó ala desaparición casi completa del espejo de agua. La construcción de un nuevo vertedero permitió que lalaguna se llenara nuevamente en febrero de 2018 y alcanzara una profundidad

mayor a la registrada en décadas previas. A pesar de lo anterior, el conocimiento de sus características ecológicas es escaso, por lo que el objetivo de este estudio fue conocer las principales variables limnológicas y la estructura del zooplancton.

2. Materiales y Métodos

La laguna Alas Coloradas (33°09'34"S, 63°31'17"O) (Figura 1) está en el departamento Juárez Celman. El paisaje de la región es un mosaico donde se combinan humedales (lagunas) con agroecosistemas (Benzaquén *et al*., 2017). Su superficie total es de 208 ha, la profundidad promedio es 1.66 m (±0.82), con una máxima de 3.60 m el sector contiguo al vertedero (Lorenzoni, 2021).

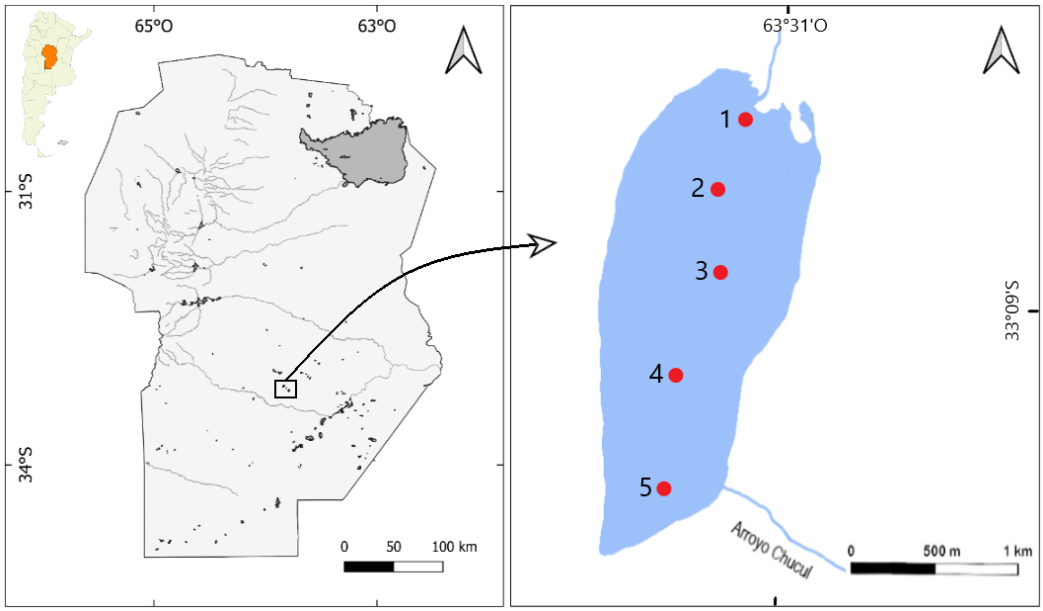


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna Alas Coloradas con sitios de toma de muestras de agua y zooplancton.

Los muestreos se hicieron en noviembre de 2017 en un solo sitio debido al nivel mínimo de agua por la rotura del vertedero y en febrero de 2020 y noviembre de 2021 en 5 sitios (Figura 1). Se determinaron *in situ* la temperatura del agua, el pH (pHmetro Milwaukee MI 806), la concentración de oxígeno disuelto(oxímetro Hanna HI 98193)y la transparencia del agua (disco de Secchi). En cada estación se filtraron 36 litros de agua a través de redes de 47 micrómetros de diámetro de poro. Se determinó la densidad del zooplancton mediante conteos en cámaras tipo Bogorov y Sedgwick-Rafter bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional respectivamente. Dicha densidad se expresó en ind/L. En las muestras de 2017sólo se determinó taxonómicamente el zooplancton pero no pudo cuantificarse debido a la gran cantidad de sedimento en las muestras.

3. Resultados y Discusión

El agua de Alas Coloradas es sulfatada-bicarbonatada sódica, alcalina y moderadamente blanda (Lorenzoni, 2021). En función de su salinidad puede ser considerada una laguna subsalina (Hammer, 1986) y por su transparencia se encuadra como turbia (Quirós *et al*., 2002). La temperatura del agua fue elevada en las tres ocasiones pero se debió a la época en que fueron tomadas las muestras (Tabla I).

	2017	2020		2021	
Variable		**Media ± D.E.**	**Mín.- Máx.**	**Media ± D.E.**	**Mín.- Máx.**
pH	9.07	8.79 ± 0.1	8.61-9.08	8.4 ± 0.08	8.29-8.52
Oxígeno (ppm)	s/d	8.11 ± 8.1	7.44-9.61	11.08 ± 1.1	9.42-12.45
Transparencia (cm)	18	51 ± 10.1	38-63	29 ± 2.9	26–34
Temperatura (°C)	25.4	26.2 ± 0.4	25.8-26.8	23.2 ± 1.7	20.9-26.0
Conductividad (µS/cm)	1.06	0.81 ± 0.1	0.80-0.83	0.88 ± 0.1	0.87-0.91

Tabla I. Variables ambientales determinadas *in situ* en la laguna Alas Coloradas.

Respecto al zooplancton, se registró un total de 29 *taxa*: seis cladóceros, cuatro copépodos y 19 rotíferos (Tabla II). La riqueza de noviembre de 2019 fue considerablemente menor, especialmente de cladóceros y rotíferos lo que pudo estar relacionado con la elevada cantidad de sedimento suspendido en el agua (Tabla II, Figura 2). Por otro lado, la mayor riqueza de 2020, dada especialmente por rotíferos, puede deberse a que las muestras fueron tomadas en pleno verano, la estación más propicia para el desarrollo de estos organismos.La riqueza específica de Alas Coloradas fue más elevada que la de otros cuerpos de agua de baja salinidad de la región en época similar (verano)(Vignatti *et al*., 2019), pero la mayor parte de los *taxa*encontrados en Alas Coloradas son frecuentes en ambientes acuaticos del centro del país (Echaniz y Vignatti, 2017). Los que se registraron en todas las ocasiones fueron *Eubosmina huaronensis* entre los cladóceros, *Notodiaptomus incompositus* y *Microcyclops anceps*entre los copépodos y los rotíferos *Brachionus angularis*, *Brachionus caudatus*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis* y *K. tropica*.

La mayor densidad total de la comunidad (1975.9 ind/L) se registró en noviembre de 2021 y se debió a elevadas densidades de cladóceros y rotíferos (Figura 2), especialmente *Bosmina longirostris*, seguida por *E. huaronensis* entre los primeros y *K. cochlearis* entre los segundos. Entre los copépodos,en febrero de 2020el principal aporte a la densidad del grupoestuvo dado por los estadios naupliares, representando más de la mitad del total (57.2%), lo que suele ser la situación más frecuente en lagos someros de la región (Echaniz y Vignatti, 2017). Sin embargo, en noviembre de 2021 la mayor densidad del grupo fue aportada por adultos y copepoditos de *M. anceps*que representaron el 74.9% del total (Tabla II).

	nov-19	feb-20	nov-21
Cladóceros			
Alona sp.		0.3	0.4
Eubosmina huaronensis (Delachaux, 1918)	X	105.8	221.0
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1776)	X		563.7
Ceriodaphnia dubia Richard, 1894		0.3	
Diaphanosoma birgei Korinek, 1981		23.5	0.6
Moina micrura Kurz, 1874		0.8	8.1
Copépodos			
Acanthocyclops robustus (G. O. Sars, 1863)		5.3	4.4
Harpacticoideo	X		
Microcyclops anceps (Richard, 1897)	X	35.3	272.7
Notodiaptomus incompositus (Brian, 1925)	X	72.2	22.8
Rotíferos			
Asplanchna sp.	X		
Brachionus angularis Gosse, 1851	X	12.2	46.1
B. calyciflorus (Pallas, 1766)		0.3	
B. caudatus Barrois & Daday, 1894	X	13.6	108.4
B. havanaensis Rousselet, 1913		0.3	3.9
B. patulus O. F. Müller, 1786		0.3	
B. plicatilis O. F. Müller, 1786		0.3	
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)	X	36.8	7.2
F. opoliensis (Zacharias, 1898)		188.7	
Hexarthra sp.		72.5	
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	x	100.5	537.8
K. tropica (Apstein, 1907)	x	52.5	88.3
Lecane bulla (Gosse, 1851)		0.3	2.1
L. luna (O. F. Müller, 1776)		0.3	
Lepadella ovalis (O. F. Müller, 1786)		0.3	
Polyarthra vulgaris Carlin, 1943		3.6	
Pompholix sulcata (Hudson, 1885)		12.8	24.4
Proales sp.		0.6	
Trichocerca similis (Wierzejski, 1893)		10.3	

Tabla II. Taxa del zooplancton de la laguna Alas Coloradas y su densidad (en ind/L).

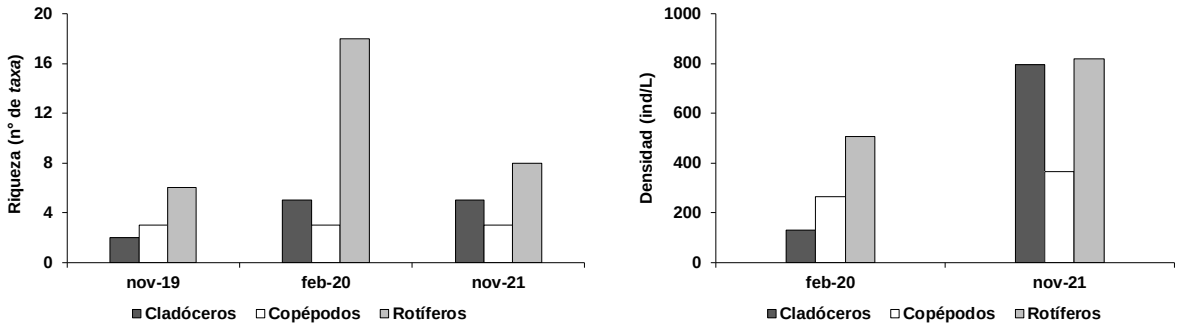


Figura 2. Riqueza y densidad del zooplancton, por grupo taxonómico, de la laguna Alas Coloradas.

Si bien existen datos previos sobre el zooplancton de Alas Coloradas (Mancini *et al.,* 2004; Berasain, 2014), esos muestreos nos son comparables con los actuales debido a que se efectuaron en invierno ysólo hacen referencia a la densidad total o por grupo taxonómico. Esto hace necesario continuar con el monitoreo de la laguna, determinando las especies y su densidad, para obtener información representativa de todas las épocas del año.

4. Conclusión

La laguna Alas Coloradas es abierta, turbia, de baja salinidad y su zooplancton presenta una riqueza específica elevada. Debido a la relativa carencia de información sobre la composición de la comunidad en épocas diferentes a las consideradas aquí, sería de interés la realización de nuevos muestreos en otoño e invierno.

Agradecimientos: A la C.D. del Club Alas Coloradas, D. Pipino, M. Barbero, E. Vassia, M. Ribotta, L. Bardosy y N. Bardossy por la imprescindible colaboración durante los muestreos.

Referencias bibliográficas

Benzaquén L, Blanco D, Bo R, Kandus P, Lingua G, Minotti P y Quintana R (Eds.). 2017. *Regiones de humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, UNSAM y UBA. 337 págs.

Berasain G. 2014. Estudio limnológico y pesquero Club de Pesca Alas Coloradas. Informe Técnico. 16 págs.

Degiovanni S, Cabrera A, Blarasin M e Iparraguirre J. 2012. Caracterización del funcionamiento hidrogeológico y morfodinámico del humedal pampeano "Laguna Pagliero". Córdoba. Argentina. *Memorias del Congreso Latinoamericano de Hidrogeología.* 7 págs.

Echaniz S and Vignatti A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 53: 345-360.

Hammer U. 1986. *Saline lake ecosystems of the world*. Dordrecht: W. Junk Publishers.616 págs.

Lorenzoni J. 2021. Caracterización limnológica, zooplancton y fauna de peces de dos lagunas del sur de Córdoba (Argentina). Tesis para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.

Mancini M, Salinas V y Ortiz M. 2004. Aspectos hidrológicos y fauna de peces de la laguna Alas Coloradas (Córdoba). FAV-UNRC Informe Técnico: 17 págs.

Mancini M, Grosman F, Sanzano P, Del Ponti O y Salinas V. 2016. Características limnológicas, ictiofauna y abundancia de *Odontesthes bonariensis* de 35 lagunas de la región pampeana (Argentina). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 29: 79-83.

Quirós R, Rosso J, Renella A, Sosnovsky A y Boveri M. 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*. 27(11): 584-591.

Vignatti A, Echaniz S, Cabrera G, Mancini M y Salinas V. 2019. Las lagunas del sur de Córdoba (Argentina): caracterización limnológica y del zooplancton de La Francesca. En: Cortelezzi A, Entraigas I, Grosman F y Masson I (eds.) *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.Págs: 113-115.

Respuestas funcionales de epipsammon y *Cladophora* a la contaminación difusa en el río Chocancharava

Julieta LUCERO[a,b], Luciana CIBILS MARTINA[a,b] , Victoria MONTILLA[a,b], Romina PRINCIPE[a,b], Leandro GNESUTTA[a], Nicolás FERREIRO[c] y Adonis GIORGI[c*]

[a] Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto
[b] Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA, CONICET-UNRC)
[c] Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES)
E-mail: adonisgiorgi16@gmail.com

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

La incorporación de nutrientes y de herbicidas a los sistemas lóticos constituyen fuentes de contaminación difusa que ponen en riesgo la biota y el funcionamiento de estos ecosistemas.Los objetivos fueron: i) estudiar la producción y respiración de dos comunidades (epipsammon) y algas filamentosas (*Cladophora*) en un tramo ubicado aguas arriba y otro aguas abajo de la ciudad de Río Cuarto, ii) estudiar el efecto de la adición de fósforo y de glifosato sobre las comunidades de ambos tramos. Para ello se llevaron a cabo dos experimentos utilizando cámaras cerradas herméticamente en las cuales se introdujo una porción de las comunidades y se midió el oxígeno disuelto antes y después de un período de incubación. La variación de oxígeno en cámaras claras se utilizó para calcular la producción neta de la comunidad y a partir de cámaras oscurecidas se calculó la respiración. Los resultados indicaron que hubo mayor producción neta en *Cladophora* con respecto al epipsammon en el sitio aguas abajo. Por otro lado, al adicionar glifosato, la producción neta de *Cladophora* se redujo significativamente aguas arriba, pero no aguas abajo. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas aguas arriba con la adición de fosfatos. Tampoco se hallaron diferencias significativas en las adiciones de fosfato y glifosato sobre el epipsammon en ninguno de los sitios. Los resultados sugieren que la comunidad de *Cladophora* en el tramo aguas arriba respondería con mayor sensibilidad al herbicida mientras que el sustrato arena o las características del sitio de aguas abajo amortiguarían el efecto sobre la comunidad tanto del incremento de nutrientes como del herbicida.

Palabras Clave: metabolismo; glifosato; nutrientes; *Cladophora*; Epipsammon

1. Introducción

Diferentes actividades humanas amenazan la integridad ecológica de los ecosistemas lóticos. El desarrollo urbano no planificado, ocasiona un mal manejo de residuos domésticos e industriales que son vertidos a los ríos, incorporando una alta carga de nutrientes y de sustancias tóxicas. En ríos y arroyos, la contaminación por el uso de herbicidas en regiones agrícolas constituye una preocupación a nivel global (Graymore *et al.,* 2001, Schäfer *et al.,* 2007, Dalton *et al.,* 2015). Estos impactos, modifican las características físico-químicas del agua, poniendo en riesgo el funcionamiento de los sistemas acuáticos (Viglizzo *et al.*, 2003). En nuestro país se ha detectado la presencia de diferentes agroquímicos tanto en aguas superficiales como en sedimento, siendo el glifosato y su metabolito AMPA (ácido aminometilfosfónico) los que se encuentran en mayores proporciones en sitios con actividad

agrícola (Aparicio *et al.,* 2013, Pérez *et al.,* 2017, Castro Berman *et al*., 2018). Se han reportado diferencias en la sensibilidad al glifosato entre las diferentes comunidades que conforman el perifiton (Vera *et al.,* 2009) además, un mayor ingreso de nutrientes y agroquímicos pueden afectar negativamente a las comunidades acuáticas (Gardeström *et al.,* 2015). Este tipo de explotación genera varios tipos de contaminantes, cuyo impacto es difícil de evaluar porque producen contaminación difusa (Vilches *et al.,* 2014).

Los objetivos fueron evaluar la producción y la respiración del epipsammon y de un alga filamentosa (*Cladophora*) en un sitio aguas arriba y otro aguas abajo de la ciudad de Río Cuarto, y analizar el efecto de la adición de un herbicida y nutrientes en esas comunidades. Nuestra hipótesis de trabajo fue que tanto el glifosato como el fósforo pueden afectar el metabolismo de las comunidades algales presentes en el río Chocancharava.

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitio de estudio

El río Chocancharava (antes llamado río Cuarto) tiene su origen en la confluencia de los ríos Piedra Blanca y Las Cañitas, y aguas abajo atraviesa por el norte la ciudad de Río Cuarto en la provincia de Córdoba (Argentina). Su cauce presenta más de 300 metros de amplitud y barrancas que poseen de 5 a 10 metros de altura y van disminuyendo paulatinamente hacia el este. A unos 50 kilómetros de la ciudad de La Carlota se dirige hacia el noreste donde se inicia la formación de bañados y esteros de la pampa anegable (Moore y Mercado, 2004). La región tiene como actividad principal la agricultura y la ganadería, cuenta con pequeñas, medianas y grandes industrias como canteras, aserraderos, establecimientos avícolas y plantas lácteas. Debido al avance de la frontera agrícola en su cuenca media, los relictos de vegetación nativa están asociados a los márgenes del río, teniendo sólo el 8% de la superficie de la cuenca con diferentes grados de conservación y más del 50% de los parches presentan altos grados de degradación antrópica (Natale *et al.,* 2019).

2.2. Diseño experimental

Se diseñaron dos experimentos a campo utilizando cámaras de metabolismo, que se colocaron en un tramo aguas arriba y otro aguas abajo de la ciudad de Río Cuarto durante otoño de 2022. En el primer experimento, se utilizaron cámaras de acrílico de 400 cm^2 de base y 11 cm de profundidad para estimar la producción y la respiración. Se utilizaron bombas de recirculación de acuario conectadas a la cámara y alimentadas por batería. Los períodos de incubación fueron de dos horas para todas las cámaras que se sumergieron dentro del río durante todo el período de incubación. Las condiciones de oscuridad se obtuvieron cubriendo las cámaras con material opaco que impidiera el paso de la luz. Se utilizaron 3 cámaras para cada tipo de incubación: 1) Algas filamentosas (*Cladophora*) colectadas en el mismo sitio, 2) Bandejas con arena 3) Agua del río. Se midió el oxígeno disuelto antes y al final de cada incubación con oxímetro Thermo Orion digital. Se utilizó el volumen de cada cámara para

corregir los valores de variación de oxígeno en cada caso. La respiración de la comunidad (RC) se calculó a partir de la variación en la incubación a oscuridad. La producción neta de la comunidad (PNC) se calculó de las incubaciones realizadas a la luz. La producción bruta de la comunidad (PBC) se calculó por la suma de PNC y RC. Tanto la respiración como las producciones bruta y neta se corrigieron por la biomasa del sustrato correspondiente quedando los resultados expresados en g O_2 /Cl-a.h.

En el segundo experimento se utilizaron cajas plásticas herméticas que se incubaron en el mismo período que las cámaras pero fuera del río y tuvieron las siguientes condiciones: 1) Agua del río, 2) Arena 3) *Cladophora*, 4) Agua con fosfato, 5) Arena con fosfato, 6) *Cladophora* con fosfato 7) Agua con glifosato, 8) Arena con glifosato, 9) *Cladophora* con glifosato. En los tratamientos con fosfato se añadió PO_4H_2K para alcanzar una concentración de 2,86 mg/L de P, que es el doble de lo registrado a campo. En los tratamientos con glifosato se añadió el Herbicida Green II Concentrado soluble GREEN-GO®, a una concentración de 8,64 mg/L de ingrediente activo, el doble de lo registrado en aguas superficiales por Pérez *et al.* (2021). El oxígeno disuelto se midió inicialmente, luego de ser incubadas dos horas con luz para estimar la producción neta y luego de ser incubada dos horas en oscuridad para estimar la respiración. Dichas estimaciones y la de producción bruta para cada experimento, se calcularon mediante las siguientes ecuaciones:

Producción neta = Oxígeno final Luz - Oxígeno inicial (1)

Respiración= Oxígeno inicial oscuridad –Oxígeno final oscuridad (2)

Producción Bruta= Producción Neta + Respiración (3)

También se estimó la biomasa como clorofila-a del epipsammon y de *Cladophora* para expresar los valores calculados por unidad de biomasa. Dado que las comunidades estudiadas están inmersas en agua, las cámaras con agua de ambos experimentos se utilizaron como control para descontar la posible variación de oxígeno en el agua del resto de las cámaras que tienen agua y las comunidades.

Se realizaron ANOVAs para analizar posibles diferencias entre los valores de Producción y Respiración en cada sitio en ambos tipos de experimentos utilizando Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2010).

3. Resultados y Discusión

Experimento 1: Se registró mayor producción neta ($p=0,036$, Figura 1) (y PBC marginalmente) de *Cladophora* con respecto al epipsammon en el sitio aguas abajo de la ciudad. No se encontraron diferencias significativas entre sitios para ninguna comunidad.

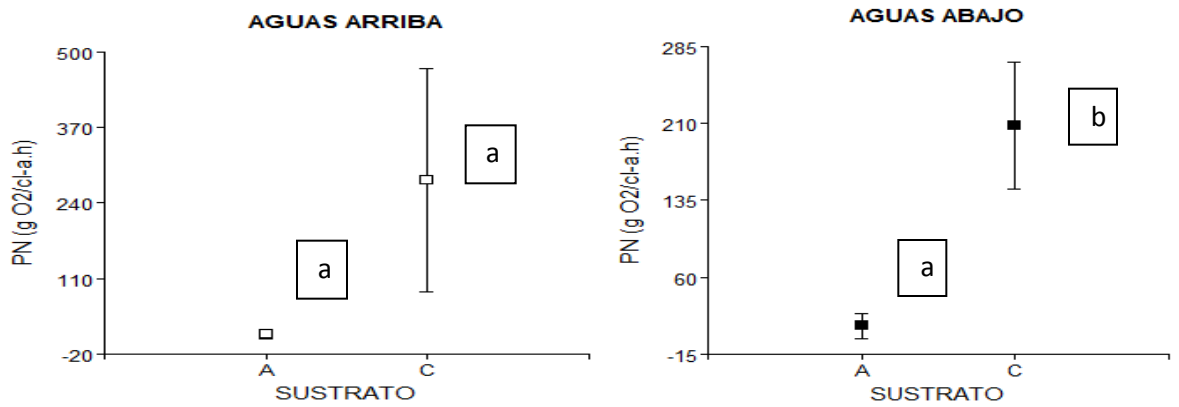


Figura 1. Producción neta del epipsammon (A) y *Cladophora* (C) en sitios aguas arriba y debajo de Río Cuarto. Se muestra media y error estándar. Letras diferentes señalan diferencias significativas p<0,05; letras iguales, ausencia de diferencias significativas.

Experimento 2: La producción neta de *Cladophora* se redujo con la adición de glifosato en el sitio aguas arriba de la ciudad (p= 0,048, Figura 2). No ocurrió lo mismo aguas abajo. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la producción con la adición de P en *Cladophora o* epipsamon, ni con la adición de glifosato al epipsammon.

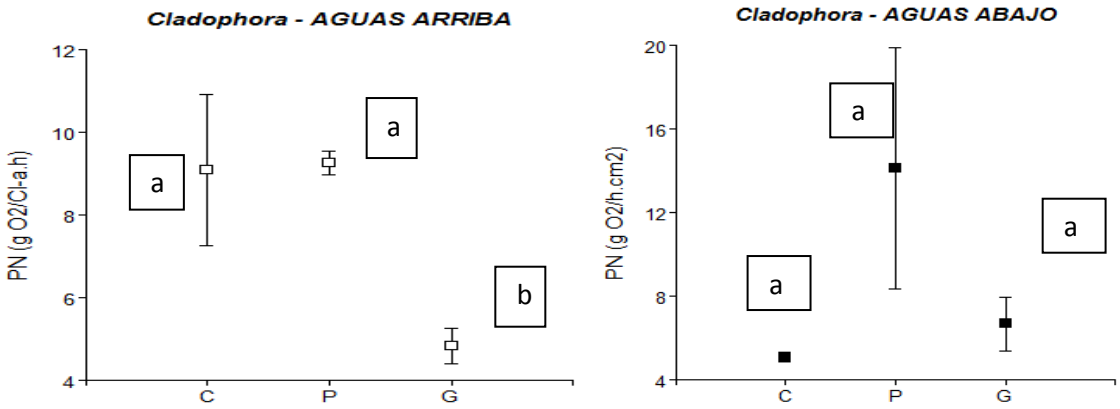


Figura 2. Producción neta de *Cladophora* en los sitios aguas arriba y aguas abajo Río Cuarto en las condiciones control (C), con adición de fósforo (P) y de glifosato (G). Se muestra media y error estándar. Letras diferentes señalan diferencias significativas p<0,05; letras iguales, ausencia de diferencias significativas.

Los valores de producción neta y bruta de las comunidades controles de Cladophora resultaron mayores a los de arena en ambos sitios.

4. Conclusiones

De acuerdo a los resultados, la producción neta de *Cladophora* es mayor aguas abajo. Por otro lado, el exceso de glifosato que ingresaría al río por contaminación difusa, afecta la producción de las algas filamentosas en el sitio aguas arriba de la ciudad. Esta diferencia no se registró aguas abajo ni en el epipsammon. Los resultados sugieren que, el sitio aguas

arriba, y *Cladophora* en particular, tendría mayor sensibilidad a los cambios, la cual se amortiguaría aguas abajo por un proceso de adaptación fisiológica.

Agradecimientos: Este estudio fue financiado por PICT-2018-01321 y PPI-SeCyT-UNRC.

Referencias bibliográficas

Aparicio VC, De Gerónimo E, Marino D, Primost J, Carriquiriborde P, y Costa JL. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere.* 93:1866-1873.

Castro Berman M, Marino DJG, Quiroga MV y Zagarese H. 2018. Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina. *Chemosphere.* 200:513-522.

Dalton RL, Boutin C, y Pick FR. 2015. Determining in situ periphyton community responses to nutrient and atrazine gradients via pigment analysis. *Sci Total Env.* 515:70–82.

Di Rienzo JA, *et al*. 2010. *InfoStat*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Gardeström J, Ermold M, Goedkoop W y Mckie BG. 2015. Disturbance history influences stressor impacts: effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwat Biol.* 61(12):2171–2184.

Graymore M, Stagnitti F, y Allinson G. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ Int.* 26:483–495.

Moore M y Mercado R. 2004. *Enciclopedia geográfica de la provincia de Córdoba*. Córdoba, Argentina: Diario La Voz del Interior.

Natale E, Arana M, Villalba† G, Reinoso H, De La Reta M y Oggero A. 2019. Caracterización y estado de conservación de la vegetación ribereña de la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Bol Soc Argent Bot.* 54:105-123.

Pérez DJ, Okada E, De Gerónimo E, Menone ML, Aparicio VC y Costa JL. 2017. Spatial and temporal trends and flow dynamics of glyphosate and other pesticides within an agricultural watershed in Argentina. *Toxicol Environ Chem.* 36(12):3206–3216.

Pérez DJ, Iturburu FG, Calderon G, Oyesqui LAE, De Gerónimo E y Aparicio VC. 2021. Ecological risk assessment of current-use pesticides and biocides in soils,sediments and surface water of a mixed land-use basin of the Pampas region, Argentina. *Chemosphere.* 128061.

Schäfer RB, Caquet T, Siimes K, Mueller R, Lagadic L y Liess M. 2007. Effects of pesticides oncommunity structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Sci Total Env.* 382:272–285.

Vera MS, Lagomarsino L, Sylvester M, Pérez GL, Rodríguez P, Mugni H, ... y Pizarro H. 2009. New evidences of Roundup® (glyphosate formulation) impact on the periphyton community and the water quality of freshwater ecosystems. *Ecotoxicology.* 19(4):710–721.

Viglizzo EF, Pordomingo AL, Castro MG y Lértora FA. 2003. Environmental Assessment of Agriculture at a Regional Scale in the Pampas of Argentina. *Environ Monitor Assess.* 87:169-195.

Vilches C, Giorgi A, Rodriguez Castro MC y Casco MA. 2014. Periphyton responses to non-point pollution in a natural eutrophic condition in Pampean streams. *Int J Environ Res.* 8(3):523-530.

Talla del zooplancton en las lagunas de la pampa semiárida, efectos de la temperatura y salinidad sobre la comunidad

Matias MARIANI[a*], Nadia DIOVISALVI[a], Horacio ZAGARESE[a], Alicia VIGNATTI[b], Santiago ECHANIZ[b] y Gerardo CUETO[c]

[a]Laboratorio de Ecología Acuática, INTECH-Universidad Nacional de San Martin, Buenos Aires
[b] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton, Universidad Nacional de La Pampa
[c] Instituto de Ecologia, Genetica y Evolucion de Buenos Aires, Universidad de Buenos Aires
[*]Correspondencia a: marianimatiasomar@gmail.com

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

La exploración del impacto de las condiciones climáticas sobre las comunidades acuáticas es importante debido al calentamiento global. En particular, en las regiones áridas y semiáridas, el aumento en la temperatura y la salinidad se incrementan debido ala fuerte evapotranspiración. El tamaño corporal es un atributo clave para las poblaciones ya que se relaciona con las interacciones tróficas, el ciclo de carbono,y las condiciones ambientales. Globalmente el zooplancton evidencia una fuerte disminución en la talla corporal debido al aumento de la temperatura. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la temperatura y de la salinidad sobre la talla corporal del zooplancton, de14 lagunas de la provincia de La Pampa. Se analizaron la estructura comunitaria,la talla media, diversidad y equitatividad de tallas y la proporción de especies pequeñas y grandes. En relación a la temperatura del agua, se observó una clara disminución de talla corporal, acompañada de un aumento en la proporción de especies pequeñas a temperaturas mayores. La salinidad por su parte tiene un fuerte efecto sobre la riqueza de la comunidad, ya que disminuye marcadamente y en salinidades mayores a 20 g/L desciende a menosde 4 especies por muestra. Estos resultados evidencian que estas poblaciones son sensibles al cambio de temperatura y, a su vez, su composición está fuertemente ligada a las condiciones de salinidad.

Palabras clave: cambio climático; talla corporal; zooplancton; temperatura; salinidad

1. Introducción

La talla corporal de los organismos es un atributo clave en estudios ecológicos, ya que se relaciona con su*fitness*, ecología y fisiología (Brown *et al.*, 2004; Barton *et al.*, 2013). Los cambios en la talla corporal de una población estan ligados a variables ambientales (Atkinson, 1995; Gutiérrez*et al.*, 2018) y a interacciones tróficas (Bruce*et al.*, 2017). En el caso de los organismos ectotermos acuáticos, como su talla tiene una fuerte correlación con la temperatura (Horne *et al.*, 2015; Forster*et al.*, 2012), el cambio en las condiciones climáticas puede impactar fuertemente sobre la estructura de las comunidades. Dado el actual contexto de cambio climático, la evaluación de la estructura de las comunidades en relación a variables asociadas al calentamiento global resulta de importancia para pronosticar posibles escenarios futuros.

Hacia el oeste de la región pampeana, el clima es estepario,fuertemente influido por los ciclos de precipitaciones determinados por los eventos El Niño y La Niña (Viglizzo, 2010) y existen

numerosas lagunas temporarias , en cuencas arreicas, favoreciendo el proceso de evapotranspiración (que da lugar a un aumento de la concentración de “sales totales”, es decir de la salinidad).Su salinidad varía desde subsalinas hasta hipersalinas, sin patrones regionales discernibles (Echaniz y Vignatti 2017). Algunas lagunas subsalinas son permanentes debido al impacto de emplazamientos urbanos, lo que permitió el desarrollo de comunidades de peces. En este trabajo, se evaluó el efecto de la temperatura y la salinidad sobre la estructura de tallas del zooplancton de un grupo de cuerpos de agua de la pampa semiárida.

2. Materiales y Métodos

Se recopilaron datos ambientales, de abundancia y talla del zooplancton de 163 muestras de 14 lagunas en la provincia de La Pampa (Figura 1), tomadas mensual o estacionalmente durante uno o más ciclos anuales, entre 2001 y 2015. Los datos de temperatura radiativa se tomaron de “NASA Power” (https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/), con una resolución espacial de 0.5° x 0.5°. Se evaluó el efecto de la temperatura media del mes anterior al mes de muestreo (por efecto de retardo). La salinidad abarcó un rango entre 0 a 50 g/L.

Para determinar la estructura comunitaria se evaluó: 1) diversidad, 2) riqueza y 3) equitatividadde especies. La estructura de tallas de la comunidad fue evaluada en relación a: 4) la talla media comunitaria (talla media por muestra de cada especie), 5) la diversidad y equitatividad de tallas (se consideraron mediciones de talla individual y la abundanciapara cada especie y a distribución de tamaños se obtuvo multiplicando la proporción de individuos de un determinado tamaño por el número total de esa especie) y 6) la proporción de especies pequeñas y grandes (especies pequeñas: menores a 0.45 mm; especies grandes: mayores a 0.9 mm).Para analizar el efecto de enmascaramiento por presión de depredación se evaluó el efecto de la presencia de peces sobre la talla y la temperatura media anual para evaluar efectos de cambios interanuales y el gradiente geográfico. El análisis estadístico se realizó mediante GAM (Wood 2011), teniendo en cuenta los modelos con y sin interacción entre temperatura y salinidad (modelo 1 y modelo 2 respectivamente).

3. Resultados y Discusión

Se registraron 43 especies: 7 copépodos, 16 cladóceros y 20 rotíferos. En función de la talla media de cada especie, se agrupó como especies pequeñas a todos los rotíferos (excepto*Asplachna*sp.*)*, a los cladóceros *Alona* sp., *Bosmina huaroensis*, *Chydorus.sphaericus*, *Leberis davidi*, *Macrothrix* sp. y a los nauplios. Entre las especies grandes se agrupó al copépodo *Boeckella poopoensis* y a 7 cladóceros: *Daphnia. spinulata, D.menucoensis*, *Moina eugeniae*, *M. macrocopa*, *M. wierzejskii*,*Moina* sp. y *Simocephalus vetulus*.

La comunidad presentó estabilidad en términos de diversidad y equitatividad ante los cambios de temperatura y salinidad ymostró relación con la temperatura,ya observada en otros estudios, debido a que cuando las condiciones son cálidas, la riqueza aumenta (Tabla I y Figura 3). Por otro lado, la riqueza disminuyó fuertemente con el aumento de la salinidad aunque a partir de los 20 g/L se mantuvo constante. Al considerar la interacción entre los factores ambientales, se encontró que las riquezas son mayores en salinidades menores de 10g/L y temperaturas mayores 15 ºC.

En cuanto a la estructura de tallas, se encontró una marcada disminución de la talla comunitaria con temperaturas más altas. Además, la diversidad de tallas disminuye con la temperatura, lo que indica la pérdida de ciertas tallas corporales en la comunidad. Esta reducción es acompañada por la fuerte disminución en la proporción de especies grandes y el fuerte incremento en la proporción de las especies pequeñas. La salinidad por su parte presenta relación con la equitatividad de tallas y la proporción de spp. pequeñas, en ambos de manera no-lineal con un pico en 30 g/L. En cuanto al efecto de los peces, podemos inferir que es menor y no interfiere en la claridad del efecto de los factores estudiados. Además, no se detectaron cambios significativos por efectos interanuales o del grandiente geográfico entre las lagunas.

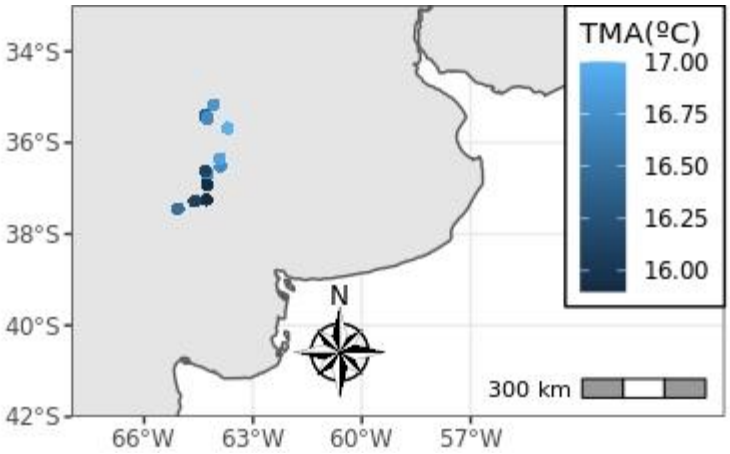


Figura 1. Ubicación geográfica de las lagunas estudiadas en la provincia de La Pampa. La leyenda muestra la temperatura media anual (TMA) correspondiente al año 2006 entre las lagunas. El gradiente térmico muestra diferencias de hasta 1°C entre las lagunas.

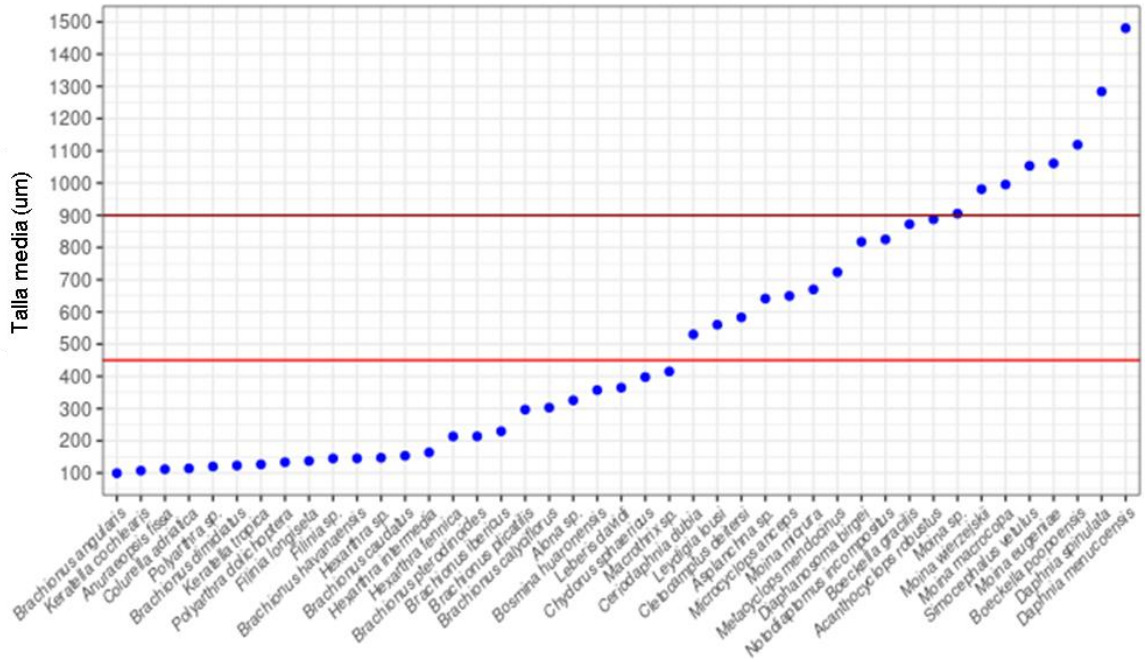


Figura 2. Lista taxonómica de especies, ordenadas según la talla media corporal. La linea roja clara marca el límite superior del grupo de especies pequeñas mientras que la roja oscura marca el límite inferior del grupo de especies grandes.

Parámetros	Modelo	Temperatura (ºC)	Salinidad (g/L)	Ti (Temp., Sal.)	r-sq	n
Estructura comunitaria						
Diversidad de especies	1	ns	ns	ns	0.15	157
	2	ns	ns			
Riqueza de especies	1	(+)***	(-)**	ns	0.55	157
	2	(+)***	(-)**			
Equitatividad de especies	1	ns	ns	ns	0.13	156
	2	ns	ns			
Estructura de tallas						
Talla media comunitaria	1	(-)***	ns	**	0.58	157
	2	(-)***	ns			
Diversidad de tallas	1	(-)*	ns	ns	0.09	157
	2	ns	ns			
Equitatividad de tallas	1	ns	(∩)*	*	0.31	157
	2	ns	ns			
Proporcion de spp. grandes	1	(-)***	(∩)**	ns	0.61	118
	2	(-)***	(∩)**			
Proporcion de spp. pequeñas	1	(+)***	ns	ns	0.43	118
	2	(+)***	ns			

Tabla I. Parámetros comunitariosanalizados con modelos aditivos generalizados (GAM) con factores ambientales como predictores. Tendencia negativa (-), tendencia positiva (+), tendencia en forma de campana (∩). Nivel de significancia: *, ** y *** denota valores P (de cada término suavizado) < 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; ns, no significativo.

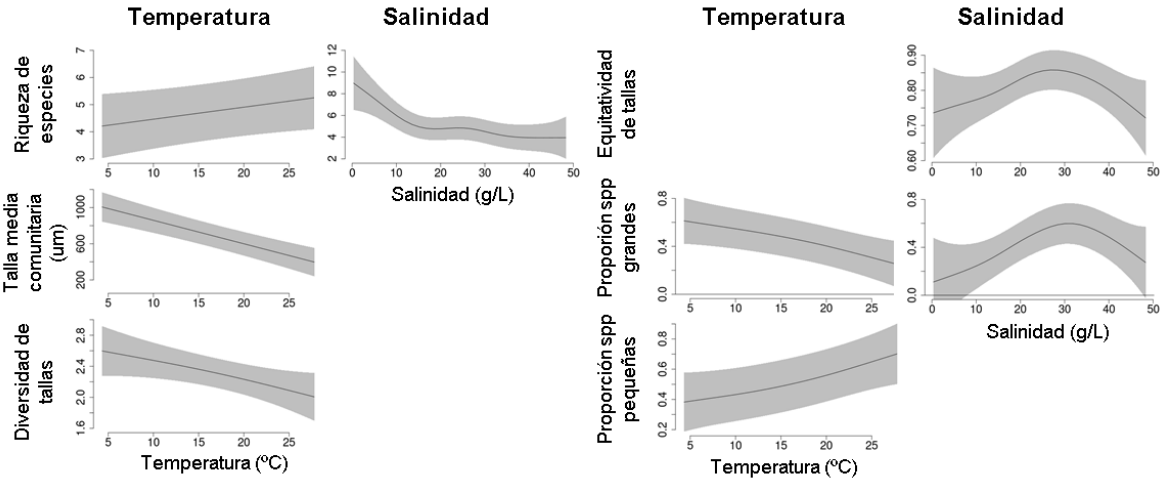


Figura 3. Patrones de los factores temperatura y salinidad con los parámetros comunitarios analizados.La temperatura mostró tendencias lineales. La salinidad por su parte mostró dos tipos de tendecia: lineal y en forma de campana, las cuales coinciden en el pico a 30 g/L.

4. Conclusiones

La comunidad zooplanctónica sufre un cambio hacia especies pequeñas en relación con el incremento de la temperatura. La estructura de tallas muestra una relación débil respecto ala salinidad. Además del cambio en la comunidad producto del aumento de temperatura, es importante remarcar la disminución de la riqueza producto del aumento en la salinidad.

Agradecimientos: A los integrantes del laboratorio de Ecología Acuática, INTECH.

Referencias bibliográficas

Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., y West, G. B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789.

Brucet, S, Tavşanoğlu, ÜN, Özen, A, et al. 2017 Size-based interactions across trophic levels in food webs of shallow Mediterranean lakes. *Freshwater Biol*.; 62: 1819-1830.

Echaniz S & Vignatti A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. Ann. de Limnol.- Int. J. of Limnol. 53: 345–360.

Forster, J., Hirst, A.G. y Atkinson, D. (2012). Warming-induced reductions in body size are greater in aquatic than terrestrial species. PNAS, 109, 19310-19314.

Gutiérrez, M. F., Tavşanoğlu, Ü. N., Vidal, N., Yu, J., Teixeira-de Mello, F., Çakiroglu, A. I., y Jeppesen, E. 2018. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. *Hydrobiologia*, 813(1): 237-255.

Horne, C. R., Hirst, A. G., y Atkinson, D. 2015. Temperature-size responses match latitudinal-size clines in arthropods, revealing critical differences between aquatic and terrestrial species. Ecology letters, 18(4): 327-335.

Viglizzo E. 2010. El agro, el clima y el agua en La Pampa semiárida: revisando paradigmas. *Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria* LXIV, 251-267. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/27600/Documento_completo.pdf.

Wood, Simon N. 2011. “Fast Stable Restricted Maximum Likelihood and Marginal Likelihood Estimation of Semiparametric Generalized Linear Models.” Journal of the Royal Statistical Society (B) 73 (1): 3–36.

Retención de fósforo en una típica laguna pampeana (Laguna de Lobos)

Maria Luz PADULLES[ab], Ana TORREMORELL[ab], Eduardo ZUNINO[a] y Adonis GIORGI[ab]

[a] INEDES (UNLu-CONICET)
[b] Departamento de Cs. Básicas, Universidad Nacional de Luján, Buenos Aires
*Correspondencia a los autores, E-mail: luzpadulles@gmail.com

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

La laguna de Lobos es una laguna pampeana con un nivel de eutrofia que se ha mantenido alto en las últimas décadas. El objetivo del estudio fue estimar los ingresos y egresos de fósforo y otros nutrientes en la laguna durante dieciséis meses, para realizar un balance de entradas y salidas. Las principales vías de entrada a la laguna son los arroyos Las Garzas y Salvador María y la salida es por el arroyo Cañada del Toro. Para ello se realizaron muestreos bimestrales en la laguna y en los arroyos de entrada y salida donde se estimaron los caudales, las concentraciones de fósforo reactivo soluble y fósforo total, nitrógeno total, nitratos, nitritos y amonio. También se estimó la biomasa del seston y su porcentaje de contenido orgánico e inorgánico (MPSo y MPSi) y la biomasa fitoplanctónica. Con los caudales y las concentraciones de los parámetros medidos estimamos la carga de material transportado. Se encontró que en la mayor parte de los muestreos el fósforo que ingresa a la laguna es significativamente mayor que el que sale. Esto podría explicarse por el incremento de fitoplancton que se produce en la laguna, el cual podría estar utilizando el fósforo para su propio crecimiento. Parte del mismo también podría quedar atrapado, al menos temporalmente, en los sedimentos de la laguna. Es decir que la laguna se comportaría como un reactor donde se acumula el fósforo y es transformado en biomasa de algas y otros organismos reduciendo la cantidad de fósforo que se exporta por fuera del sistema.

Palabras clave: carga; clorofila; material particulado en suspensión**;** eutrofia

1. Introducción

El ciclo del fósforo (P), su incremento y sus consecuencias en los cuerpos de agua continentales es un importante objeto de estudio en la actualidad y en los últimos sesenta años, debido a su relación con el aumento de la eutrofia en los cuerpos de agua (Caraco, 2009). En la llanura pampeana es un nutriente que encontramos naturalmente y en abundancia en los suelos y en los cuerpos de agua, los cuales se caracterizan por su eutrofia natural (Feijoó y Lombardo, 2007). El ingreso de este nutriente a los cuerpos de agua como consecuencia de actividades antrópicas y sus efectos, son objeto de interés y estudio para su manejo. La presencia en grandes concentraciones de fósforo está generando

preocupación debido a su relación con floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas (Izaguirre y Vinocur, 1994; O'Farrell *et al.,* 2021). En la laguna de lobos, los últimos años, se han observado floraciones de cianobacterias con mayor frecuencia y predominio de constante en el fitoplancton (Pozzobon, 2009; Barraza, 2019). Por lo cual nos parece de sumo interés estudiar las lagunas pampeanas debido a su importancia en el paisaje y en las economías locales (Grosman, 2008).

Nuestro objetivo es describir la dinámica del fósforo en una laguna pampeana, particularmente el ingreso y salida por aguas superficiales con el fin de hacer un balance ingreso-egreso y describir su comportamiento en la laguna misma.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La laguna de Lobos se ubica en una zona de la Región Pampeana denominada Pampa Deprimida, al NO de la provincia de Buenos Aires, y pertenece a la cuenca del Río Salado (Frenguelli, 1950). Es un centro turístico donde actualmente se realizan actividades recreativas, turísticas y deportivas importantes para la localidad y la región (Pozzobon y Cabrera, 2013). Su volumen de agua (8.6 hm^3) depende de distintos procesos hidrológicos como el ingreso de su principal afluente, el arroyo Las Garzas (G) (Figura 1), al norte de la laguna, y del arroyo Salvador María (SM), al oeste, de las precipitaciones y de la evaporación (Pozzobon, 2009). La superficie estimada es 7.5 km^2, su profundidad media es ~1 m y con una máxima es 1,46 m. Por esta razón se considera que la laguna de Lobos es un cuerpo de agua léntico, polimíctico y eutrófico de la zona pampeana, con ausencia de estratificación y con importantes variaciones térmicas diarias, mientras que por su salinidad se la caracteriza como oligohalina y poiquioligolohalina (Boltovskoy *et al*., 1990; Mariñelarena y Conzonno, 1997).

2.2. Metodología del muestreo

Se realizaron mediciones mensuales en la laguna y bimestrales en los arroyos afluentes (Aº Las Garzas y Salvador María) y efluente (Aº Toro) entre noviembre de 2017 y marzo de 2019 (Figura 1). Calculamos los caudales a partir de las velocidades de corriente y el área transversal de los arroyos y estimamos las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS, método ácido ascórbico) fósforo y nitrógeno total (PT y NT por digestión oxidativa Valderrama, 1981), nitratos ($N\text{-}NO_3$), nitritos ($N\text{-}NO_2$) y amonio ($N\text{-}NH_4$) siguiendo protocolos APHA (2017). El seston y su porcentaje de contenido orgánico e inorgánico (MPSo y MPSi) mediante el filtrado con GF/C secados y pre-pesados. Estimamos la biomasa fitoplanctónica por espectrofotometría luego de la extracción de la clorofila-a con acetona al 90% filtrada con GF/F (APHA, 2017).



Figura 1. La laguna de Lobos se encuentra al Noroeste de la Provincia de Buenos Aires, en el partido de Lobos. Los marcadores señalan los sitios de muestreo 1) Laguna de Lobos, 2) Aª Toro, 3) Aª Las Garzas y 4) Aª Salvador María

3. Resultados y Discusión

El principal afluente a la laguna es el arroyo Garzas (G), con un caudal promedio de 1769 litros por segundo (l/s) y una carga de PRS promedio de (0.07 ± 0.03) toneladas por día (T/día). Mientras que el arroyo Salvador María tiene un caudal promedio de 350 l/s y carga unas (0.015 ±0.002) T/día de PRS. Los rangos de ingresos (es decir los aportes de los arroyos SM y G) de PRS y PT son de 0.002-0.397 y 0.025-0.707 T/día respectivamente y los egresos (arroyo T) de 4.10^{-4}-0.226 y 0.003-0.521 T/día respectivamente (Tabla I).

	Ingresos		Egresos
	G	SM	T
Caudal (l/s)	101 - 5366	37 - 1738	157 - 5221
PRS	0 - 0.29	0.0 - 0.11	0.00 - 0.23
PT	0.01 - 0.15	0.002 - 0.091	0.01 - 0.16
NT	0.02 - 0.80	0.01 - 0.25	0.07 - 1.99
Clorofila-a	0.42 - 6.46	0.07 - 0.70	0.13 - 8.57
MPS	0.92 - 13.63	0.13 - 2.88	0.22 - 4.31
MPSo	0.73 - 4.82	0.09 - 0.91	0.14 - 1.49
MPSi	0.19 - 10.52	0.04 - 1.97	0.02 - 3.01
$N\text{-}NO_3$	0.01 - 0.65	0.002 - 0.370	0.08 - 1.80
$N\text{-}NO_2$	0.01 - 68.10	0.08 - 9.52	0.03 - 16.14
$N\text{-}NH_4$	1.09×10^{-3} - 1.2×10^{-2}	6.8×10^{-5} - 1×10^{-2}	8.7×10^{-4} - 5.4×10^{-3}

Tabla I. Caudal expresado en litros por segundo (l/s) y rangos de las cargas que ingresan (G y SM) y egresan (T) de la laguna expresado en toneladas por día (T/día) para el fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), material particulado en suspensión (MPS), orgánico (MPSo) e inorgánico (MPSi), Nitratos ($N\text{-}NO_3$) y en kilogramos por día (kg/día) para Clorofila-a, Nitritos ($N\text{-}NO_2$) y Amonio ($N\text{-}NH_4$).

En la mayoría de los meses muestreados el PRS que ingresa es significativamente superior al que egresa, al igual que el PT (ANOVA, $p<0.01$). Estos resultados coinciden con los encontrados en el dique Roggero por Rigacchi (2019). Con respecto al resto de los nutrientes NO_3, NO_2, NH_4, NT, el MPS (total e inorgánico) el rango de ingreso supera al de egresos, pero las diferencias no fueron significativas. En el caso de MPS no hay diferencias y con la clorofila-a, la mayoría de los meses estudiados los egresos superan a los ingresos en hasta 12 veces su valor (Figura 2). En la laguna encontramos una correlación significativa y negativa del PRS con el MPSo ($p<0.01$). Las concentraciones de PRS y PT son similares a las encontradas por Torremorell y col. (2017) y Allende y col. (2009) en lagunas pampeanas.

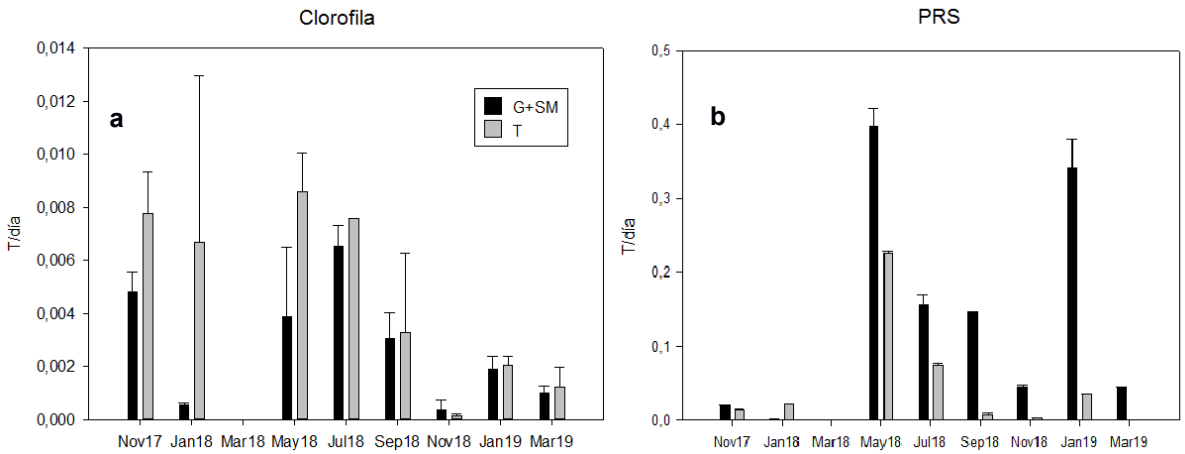


Figura 2. Cargas de ingreso (G+SM) y egreso (T) a la laguna de a) Clorofila, b) fósforo reactivo soluble (PRS) expresado en toneladas por día (T/día).

4. Conclusiones

La laguna está reteniendo el fósforo que ingresa por su principal afluente, el cual podría estar siendo utilizado por el fitoplancton para aumentar su biomasa.

La laguna se comportaría como un reactor donde se acumula el fósforo de forma particulada, transformado en biomasa de algas y consecuentemente a otros organismos de la cadena trófica, reduciendo la cantidad de fósforo disuelto que se exporta fuera del sistema.

Agradecimientos: Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, al Club de Pesca de Lobos y a Alexandra Elbakyan

Referencias bibliográficas

Allende, L, Tell, G, Zagarese, H, Torremorell, A, Pérez, G, Bustingorry, J, Escaray R y Izaguirre, I. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, *624*(1), 45-60.

American Public Health Association (APHA). 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 23nd ed. Washington, DC.

Barraza, A. 2019. Microalgas y su uso como bioindicadoras en la laguna de lobos y su microcuenca fluvial (Buenos Aires). Especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales Universidad de Lujan, Lujan, Buenos Aires, Argentina. 54 págs.

Boltovskoy, A, Dippolito, A, Foggeta, M, Gómez, N, y Álvarez, G. 1990. La laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. Biología Acuática, (14), 43-p.

Caraco, N. 2009. Phosphorus. In G. E. Likens, Encyclopedia of Inland Waters (pp. 73-78). Elsevier.

Feijoó, CS. y Lombardo, RJ. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water research*, *41*(7), 1399-1410.

Frenguelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y geología de la provincia de Buenos Aires. Provincia de Buenos aires, Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires. *Lab. Ensayos Materiales Invest. Tecnol. (LEMIT) Ser. II*, *33*, 1-72.

Grosman, F. 2008. Una invitación a conocer las lagunas pampeanas. En: Grosman, F. (Comp.) Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Universidad del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina. (446 p.)

Izaguirre, I y Vinocur, A. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. Hydrobiologia 277, 49-62.

Mariñelarena, AJ, y Conzonno, VH. 1997. Chemical characteristics and trophic status of Lobos Pond (Bs. As., Argentina). *Natura Neotropicalis*, *28*(1), 7-13.

O'Farrell, I, Sánchez, ML, Schiaffino, MR, Izaguirre, I, Huber, P, Lagomarsino, L, y Yema, L. (2021). Human impacted shallow lakes in the Pampean plain are ideal hosts for cyanobacterial harmful blooms. *Environmental Pollution*, *288*, 117747.

Pozzobon, MV. 2009. Descripción ambiental de la Laguna de Lobos, Pcia. Bs. As. Una propuesta para su monitoreo. *Biología Acuática*.

Pozzobon, MV, y Cabrera GA. 2013. Abundancia de coliformes en la laguna de Lobos (Buenos Aires) y su relación con el impacto turístico, Instituto Superior de Formación Docente y Técnica N°43, Lobos, Bs. As. VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Río Cuarto, Argentina.

Rigacchi, NL. 2019. Análisis de la capacidad de depuración de la Represa Ing. Roggero, Buenos Aires (Argentina). Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Comahue.

Torremorell, A, Diéguez, MC, Queimaliños, C, Izaguirre, I y Zagarese, HE. 2018. Phytoplankton limitation in Patagonian and Pampean shallow lakes: effect of phosphorus and light. Hydrobiologia, 816(1), 91-105.

Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Marine Chemistry 10, 109–122.

Claridad en pequeñas lagunas pampeanas asociada con su anillo de vegetación litoral superior

Juan I CURARELLO[a], María BOVERI[a] y Armando RENELLA[a]

[a]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, cátedra de Acuicultura - Ecología Acuática.

E-mail: juancurarello@agro.uba.ar

Eje temático: Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos

Resumen

Las pequeñas lagunas pampeanas conforman un sistema de humedales que se extienden conectados como una red en la extensa llanura agropecuaria. El uso del suelo circundante suscita continuo estrés ambiental sobre su funcionamiento ecosistémico y la vegetación litoral podría estar amortiguando los impactos generados dada su capacidad para interceptar sustancias en la escorrentía (pesticidas, nutrientes y sedimentos). El objetivo de este trabajo es observar el grado de asociación entre ambientes lumínicos y algunas características de su anillo de vegetación litoral; se predice menor deterioro en los sistemas acuáticos que conserven mejor la vegetación circundante. Se trabajó sobre pequeñas lagunas insertas en el paisaje agropecuario pampeano, en Pampa Plana Interior. Se caracterizó la estructura de la zona litoral superior en 30 pequeñas lagunas. El anillo de vegetación se delimitó con GPS móvil. Se describen la cobertura, riqueza, biomasa de la vegetación y la integridad del anillo. Se evaluó el funcionamiento de la vegetación en el paisaje agropecuario para el ambiente lumínico mediante análisis multivariado de Componentes Principales y Clúster. Los resultados arrojan un contraste entre lagunas con mayor cobertura de hidrófitas y continuidad del anillo, respecto de aquellos con mayor fragmentación y suelo descubierto. Este contraste podría estaría intensificado por el tipo de actividad dominante.

Palabras clave: pequeños cuerpos de agua; zona de amortiguamiento; macrófitas emergentes; eutrofización; ambiente lumínico; paisaje agropecuario pampeano.

1. Introducción

En el paisaje agropecuario, la conservación de la franja de vegetación entre la superficie del agua y el área cultivada podría permitir que oficie de barrera biogeoquímica o "trampa de sedimentos, nutrientes y pesticidas" (Szpakowska y Zyczynska-Bałoniak, 1994), llamadas zonas de amortiguamiento por esa capacidad (Joniak *et al*., 2017; Jabłonska *et al*., 2021).La escorrentía de la cuenca atraviesa un anillo de hasta 3 tipos de vegetación, estructurados concéntricamente al lago, siendo el litoral superior dominado por macrófitas emergentes (Wetzel, 2001).La eficacia del funcionamiento depende de aumentar el tiempo de residencia dela escorrentía. La biomasa aérea reduce la capacidad de arrastre de nutrientes y sedimentos, capturándolos en una malla vegetal por deposición e infiltración; la captura se intensifica subsuperficialmente con raíces y rizomas donde los nutrientes pueden ser fijados biológicamente (Hoffmann *et al*., 2009; Jabłonska *et al*., 2021). Esta captura puede reducir el riesgo de eutrofización (Jabłonska *et al*., 2021). Asimismo, pesticidas y otras sustancias son retenidos junto con los sedimentos (bioacumulan) (Canevari *et al*., 1999).Los impactos

asociados al proceso de expansión agrícola han sido estudiados en arroyos (Rosso y Cirelli, 2013) y grandes lagunas de la región pampeana (Quirós *et al*., 2002b; Quirós *et al*., 2006; Sánchez *et al*., 2021) pero no abunda información de los pequeños cuerpos de agua (Sosnovsky y Quirós, 2006; Biggs *et al*., 2017).El objetivo del trabajo es observar el grado de asociación entre ambientes lumínicos y algunas características de su anillo de vegetación litoral; se predice menor deterioro en los sistemas que conserven mejor la vegetación circundante.

2. Materiales y Métodos

El área de estudio es una zona de transición entre la Pampa Plana Interior y la Pampa Deprimida, comprendida entre las rutas nacionales 5 y 226 y la provincial 65, partido de Carlos Casares, provincia de Buenos Aires .Las lagunas de la región son poco profundas (1-2 metros de profundidad) y polimícticas, en rango eutrófico a hipertrófico con altos niveles de nutrientes y abundancia de fitoplancton (Quirós *et al*., 2006; Sánchez *et al*., 2021).Las comunidades vegetales presentes fueron descriptas por Cabrera (1968) y clasificadas en bordes bajos como “pradera de ciperáceas” (*Schoenoplectus americanus* (Pers, 1905) y *Eleocharis bonariensis* (Nees, 1840) y con lagunas permanentes el “totoral” (género *Typha*) y el “juncal” (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey, 1841).

Recolección y análisis de datos. En enero 2022 se relevó la estructura del anillo de vegetación litoral superior para 30 lagunas permanentes. La preselección se realizó con MNDWI y NDVI promediado de los últimos 6 años de imágenes Sentinel 2(10m^2) medianteQ-GIS (Bie *et al*., 2020). En campo, semidieronal centroide transparencia con disco de Secchi (cm) y profundidad media (cm; Z_m), para la determinación del ambiente lumínico (Z_f/Z_m) mediante la relación zona fótica sobre Z_m (Reynolds y Walsby, 1975; Quirós *et al*., 2005; Quirós *et al*., 2006).Valores mayores a 1 indican lagunas claras, y menores a 1, lagunas turbias por turbidez orgánica o inorgánica. La medición se complementó con la observación del tipo de productores dominantes: por fitoplancton (C), macrófitas flotantes con emergentes (F), macrófitas sumergidas (M) osedimentos en suspensión o turbidez inorgánica (B). La estructura del anillo de vegetación litoral se determinó perimetralmente con GPS-móvil y se registraron los puntos donde el anillo se interrumpía. La integridad fue calculada como el promedio de cuadrantes sin cortes o interrupciones en 32 secciones desde el centroide. Durante el recorrido se registraron los usos del suelo como: agricultura (A), ganadería (G) o mixto (M). Los muestreos de vegetación se realizaron en el NE de cada laguna, donde se cuantificó biomasa (Biom.), riqueza (R) y cobertura (cob%) por tipo (Hi, hidrófita para las macrófitas del anillo; NOHid, no hidrófitas como gramíneas; SA, al suelo sin cobertura de vegetación) con el método de cuadrado estándar (1 m^2);las muestras se secaron a 105°C por 48hs para obtener biomasa seca (Perelman *et al*., 2005; Baird *et al*., 2015).El procesamiento estadístico para la búsqueda de correlaciones lineales entre variables se ejecutó con Infostat.

La exploración fue con estadística descriptiva clásica y una matriz de diagrama de dispersión. El análisis fue multivariado por clústers con"*ward*" (método de máxima similitud interna) y componentes principales para describir el agrupamiento (Kenkel *et al*., 2002).

3. Resultados y Discusión

La vegetación litoral superior con mayor integridad y cobertura de hidrófitas correlacionó positivamente con ambientes lumínicos más claros ($Z_f/Z_m>1$). En la figura 1a, se observa con un R^2 de 0,6 que las lagunas turbias tienen el anillo fragmentado, con valores de ITG menores a 90. La figura 1b muestra que no hay correlación lineal entre la claridad de las lagunas y la Biom.Hi con R^2 menor a 0.1. La figura 1c correlaciona el estado del ambiente lumínico por tipo de cobertura dominante, donde la ausencia de cobertura (cob%.SA) correlaciona inversamente con el aumento de la cobertura de hidrófitas (cob%. Hi) y la claridad encontrada. El análisis de clúster agrupó las 30 lagunas, sin omisión, en 3 grandes grupos con 0.792 de variabilidad explicada (Figura 2a). El análisis de componente principales describe hasta un 92% de la variabilidad encontrada y clasificada por este ordenamiento de grupos (Figura 2b). Un primer grupo de lagunas claras, donde la cob%Hi e ITG son altas, independiente del tipo de macrófitas dominante (M o F) o el tipo de actividad de uso del suelo (A o G).Se esperaba mayor trasparencia con presencia de macrófitas sumergidas (Scheffer, 1998), pero tuvimos lagunas con valores similares. En contraste, un segundo grupode lagunas turbias con cob%.SA altas, con uso ganadero o mixto. En el tercer grupo hay lagos turbios con dominancia del fitoplancton que correlacionan la baja ITG y cob%. Hi con un aumento de cob%.NOHi;y un aumento de riqueza consecuente. Los fertilizantes (P, N) intensifican la eutrofización del sistema al aumentar la concentración de nutrientes disponibles en agua, un factor limitante para el crecimiento algal (Quirós *et al*., 2002a; Quirós *et al*., 2006); al encontrarse el anillo fragmentado, permitiría la llegada directa de estos nutrientes al lago. Los herbicidas también pueden estimular el crecimiento algal, especialmente el glifosato, ya que la metabolización bacteriana vuelve biodisponible su compuesto fosforado (Lozano, 2020). El tercer grupo incluye casos de lagos claros de actividad mixta, con valores muy cerca del umbral ($Z_f/Z_m>1$). Estas lagunas no fueron agrupadas con el primer grupo probablemente porque se ven afectadas con un doble impacto. Particularmente, el aumento de accesos directos a la laguna por la ganadería tendría un efecto de sinergia con la escorrentía enriquecida en nutrientes de la agricultura (Sosnovsky y Quirós, 2006; Boné *et al.,* 2019).

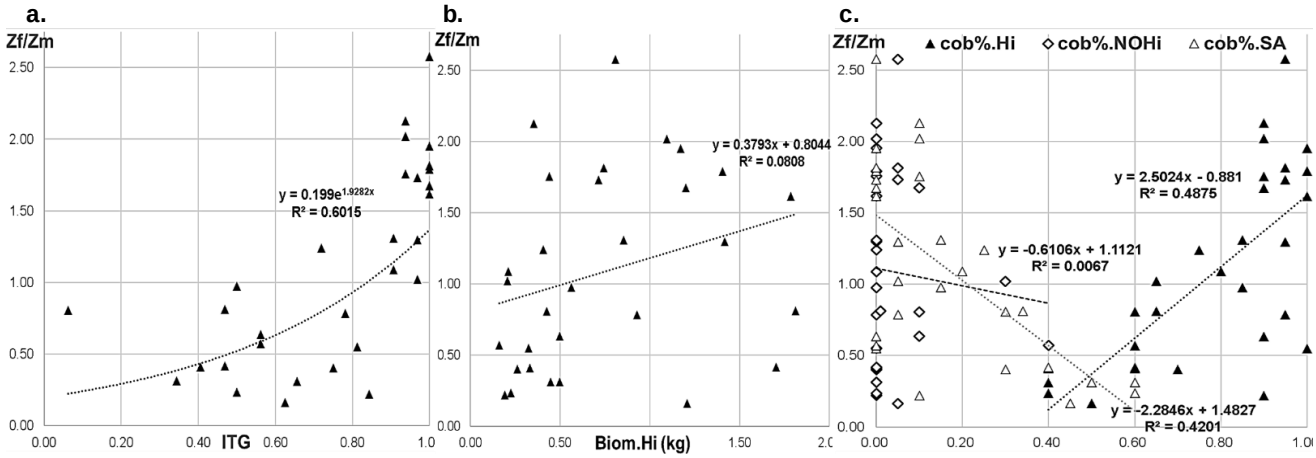


Figura 1. a) Correlación exponencial entre ITG y la variable respuesta Z_f/Z_m; **b)** correlación lineal entre Biom.Hi (kg) y Zf/Zm; **c)** correlación lineal por tipo de cobertura porcentual de la vegetación litoral superior (cob%.Hi: hidrófita; cob%.NOHi: NO hidrófita; cob%.SA: suelo o agua) y Z_f/Z_m.

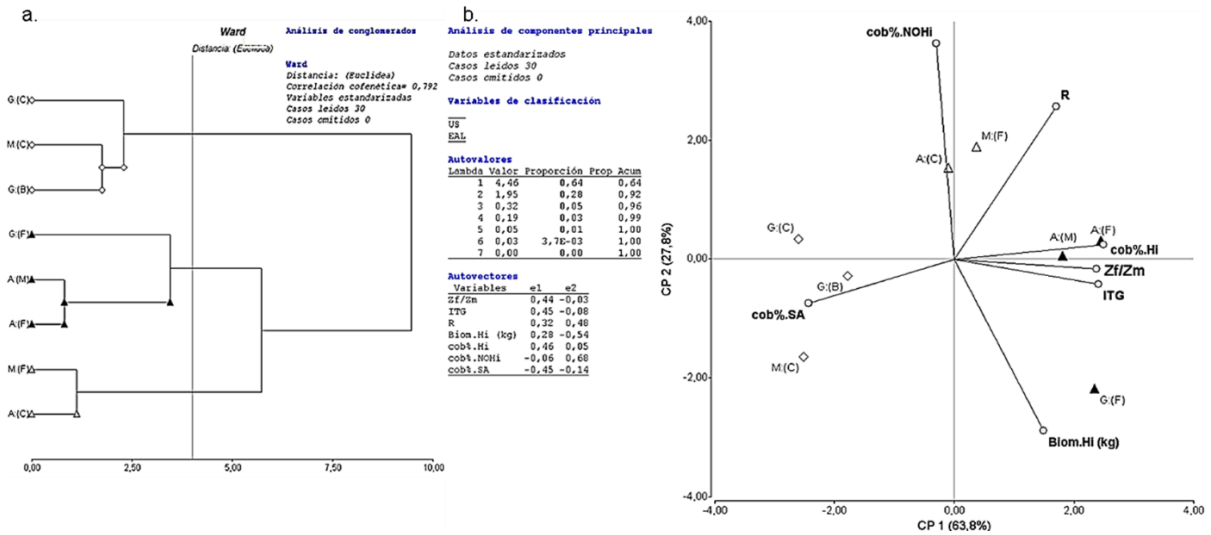


Figura 2: a) Agrupamiento por método "*ward*" (máxima similitud) agrupadas por clúster **b)**análisis de componentes principales; para las 30 lagunas. Variables utilizadas: Z_f/Z_m; ITG; R; Biom.Hi (kg); cob%.Hi; cob%.NOHi y cob%.SA.

4. Conclusiones

En este relevamiento se encontró contraste entre lagunas claras y turbias asociado con la mayor cobertura de hidrófitas y la integridad del anillo. Debido a ello podemos suponer un efecto de amortiguamiento de la vegetación litoral superior; que ocurre especialmente en lotes de actividad uso agrícola. También, que el efecto positivo del anillo litoral se encontró en lagunas sin un patrón asociado al tipo de macrófitas dominante en el espejo de agua (sumergida, flotante o emergente).

Agradecimientos: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, por la financiación a través del Proyecto UBACYT 20020190100317BA: "Pequeñas lagunas del paisaje agropecuario pampeano: Integración con el agroecosistema".

Referencias bibliográficas

Baird R B, Eaton A D y Rice E W. 2015. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). Standard Methods for the examination of water & wastewater, 23rd ed.

Bie W, Fei T, Liu X, Liu H y Wu, G. 2020. Small water bodies mapped from Sentinel-2 MSI (MultiSpectral Imager) imagery with higher accuracy. *International Journal of Remote Sensing*, *41*(20), 7912-7930.

Biggs J, Von Fumetti S y Kelly-Quinn M. 2017.The importance of small waterbodies for Bio-diversity and ecosystem services:implications for policy makers. *Hydrobiologia*,793(1),3-39.

Boné E, Casa V, Mataloni M G y Sfara V. 2019. Ganadería y calidad de agua en el Delta del Paraná Desafíos y recomendaciones. *Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales; 2019; 28*. Libro digital (pdf). ISBN 978-987-29811-7-4.

Cabrera A L. 1968. Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires. ACME, Bs.As.

Canevari P, Blanco D E, Bucher E H, Castro G y Davidson I. 1999. Los humedales de la Arg.Clasificación,situación actual,conservación y legislación. *WetlandsInternationalPubl*, *46*.

Hoffmann C C, Kjaergaard C, Uusi-Kämppä J, Hansen H C B y Kronvang B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, *38*(5).

Jabłonska E, Winkowska M, Wiśniewska M, Geurts J, Zak D y Kotowski W. 2021. Impact of vegetation harvesting on nutrient removal and plant biomass quality in wetland buffer zones. *Hydrobiologia*, *848*(14), 3273-3289.

Joniak T, Kuczyńska-Kippen N y Gąbka M. 2017. Effect of agricultural landscape charac-teristics on the hydrobiota structure in small water bodies. *Hydrobiologia*, *793*(1), 121-133.

Kenkel N C, Derksen D A, Thomas A G y Watson P R. 2002. Multivariate analysis in weed science research. Weed Science, 50(3), 281-292.

Lozano V L. 2020. Estudio del impacto de la mezcla de los herbicidas glifosato y 2, 4-D sobre comunidades microscópicas de agua dulce y la calidad del agua: aproximación ecotoxicológica en microcosmos y mesocosmos al aire libre (Doctoral dissertation, UBA).

Perelman S B, Batista W B y León R J. 2005. El estudio de la heterogeneidad de la vegetación. Fitosociología y técnicas relacionadas. *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas, un homenaje a Rolando JC Leon. Ed. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires*.

Quirós R, Boveri M B, Petrachi C A, Rennella A M, Rosso J J, Sosnovsky A y Von Bernard H T. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Ed. Tundisi J.G., T. MatsumuraTundisi y C. Sidagis Galli. Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle, 1-16.

Quirós R, Rennella A M, Boveri M B, Rosso J J y Sosnovsky A. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología austral*,*12*(2),175-185.

Quirós R, Rosso J J, Rennella A, Sosnovsky A y Boveri M. 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, *27*(11), 584-591.

Quirós R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, *1*(6),1-13.

Reynolds C S y Walsby A E. 1975. Water-blooms. Biological reviews, 50(4), 437-481.

Rosso J J y Cirelli A F. 2013. Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologica*, *43*(1), 18-26.

Sánchez M L, Schiaffino M R, Graziano M, Huber P, Lagomarsino L, Minott P, …y Izaguirre, I. 2021. Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquatic Ecology*, *55*(2), 417-435.

Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow lakes* (Vol. 1). London: Chapman y Hall.

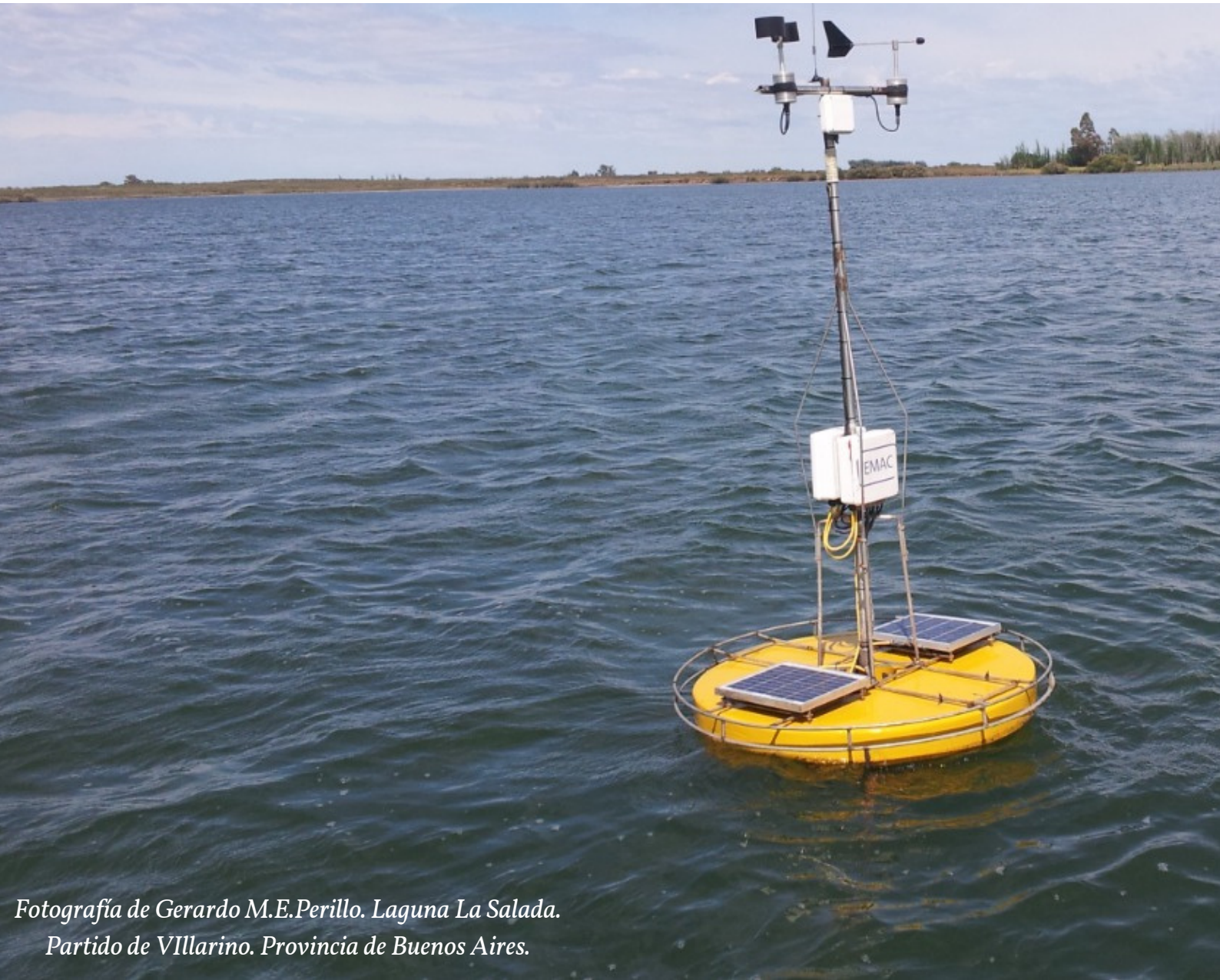
Sosnovsky A y Quirós R. 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra.

Szpakowska B y Zyczynska-Baloniak I. 1994. The role of biogeochemical barriers in water migration of humic substances. *Polish Journal of Environmental Studies*, *2*(03).

Wetzel R G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.

Eje 2

Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos



Fotografía de Gerardo M.E.Perillo. Laguna La Salada. Partido de VIllarino. Provincia de Buenos Aires.

Desarrollo de un Índice de Integridad Biótica que utiliza las comunidades de peces para evaluar la calidad ambiental de ambientes lóticos pampeanos

Andrea BERTORA[a,b*], Fabián GROSMAN[a], Pablo SANZANO[a] y Juan José ROSSO[b,c]

[a] Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA-CIC), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires.
[b] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires.
[c] Grupo de Biotaxonomía Morfológica y Molecular de Peces, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: bertorandrea@gmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

El uso de peces como bioindicadores es una herramienta para la evaluación ambiental de ecosistemas acúaticos ampliamente utilizados en todo el mundo. Sin embargo, su adaptación para sistemas lóticos de la región pampeana resulta un desafío debido a la presencia de una ictiofauna empobrecida con alto grado de tolerancia a la degradación ambiental. En el presente estudio se desarrolló un Índidce de Integridad Biótica para ambientes lóticos pampeanos. Este IBI fue construido con 10 métricas que proveen una visión holística de la comunidad de peces. El mismo mostró ser sensible a las diferentes condiciones ambientales mostrando diferencias significativas entre sitios de estudio y usos de suelo. Además presentó correlaciones altas y significativas con diferentes variables ambientales. Este tipo de herramientas permite un conocimiento integral de la calidad ambiental de los sistemas lóticos tendiente al desarrollo de pautas de manejo sostenibles.

Palabras clave: bioindicadores; IBI; ictiofauna; gestión; sistemas lóticos

1. Introducción

Las sociedades humanas se benefician de numerosas maneras a partir de los servicios ecosistémicos generados por las poblaciones de peces (Holmlund y Hammer, 1999). Dentro de estos, se destaca la posibilidad de que los peces proporcionen información sobre el estado de los ecosistemas que habitan. En este sentido, el Índice de Integridad Biótica (IBI) es una herramienta de evaluación ambiental ampliamente utilizada en diversos ambientes de todo el mundo que utiliza peces como bioindicadores (Karr, 1981). Sin embargo, la mayoría de sus adaptaciones han sido diseñadas para ambientes ricos en especies.

En la llanura Pampeana el complejo escenario de cambios en el uso del suelo ha afectado la integridad ecológica de sus ríos y arroyos, asi como también a los ensambles de peces (Paredes del Puerto *et al.,* 2021; Bertora *et al.*, 2022). En estas latitudes, las comunidades de peces representan un subconjunto empobrecido de la ictiofauna Neotropical (Ringuelet, 1975) con varios representantes de conocida tolerancia a la degradación ambiental. En este escenario, se podría esperar una pobre respuesta de estas especies a la perturbación ambiental.

El objetivo de este estudio fue diseñar y evaluar un IBI que utilice peces como bioindicadores de la integridad ecológica de ambientes lóticos pampeanos.

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitios de estudio

Se seleccionaron 11 ecosistemas lóticos y 17 sitios de estudio de la llanura pampeana donde se realizaron 61 muestreos (Figura 1). Los sitios presentaron diferentes usos de suelo próximo: urbanización (U, n=9), ganadería (G, n=31) y pastizales naturales (N, n=21).

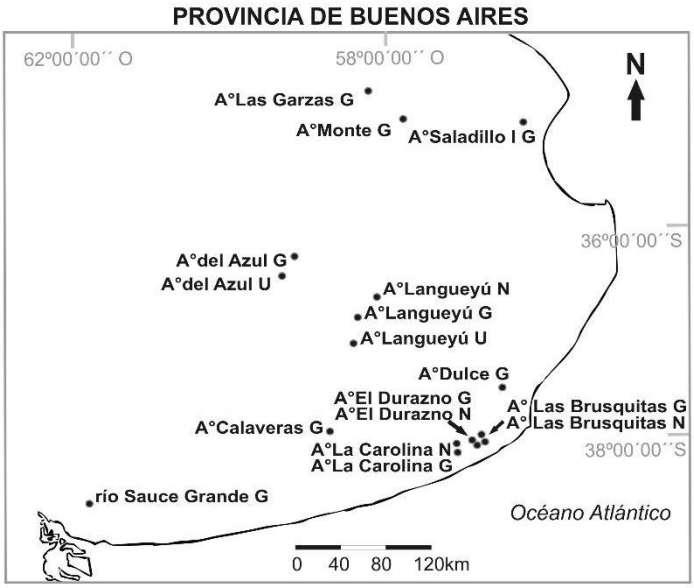


Figura 1. Localización de los 17 sitios de muestreo en la región pampeana

2.2. Condiciones ambientales

Los datos ambientales para los sistemas del Azul, Sauce Grande y Langueyú se recopilaron de fuentes publicadas (Bertora *et al.*, 2018, 2021, 2022). Para los otros arroyos, diversas variables de calidad del agua fueron medidas *in situ* y otras a partir de muestras de agua procesadas a través de métodos estandarizados. Para caracterizar la estructura del hábitat y la condición ribereña se usaron cinco transectas perpendiculares al cauce (transectas a 0, 25, 50, 75 y 100 m). Se cuantificaron diversas variables relacionadas con la vegetación acuática, composición del substrato, morfología del cauce, hidrología, cobertura de la superficie del suelo, la estructura de la vegetación y el canopeo en la corriente.

2.3. Comunidades de peces y métricas seleccionadas

Los datos del ensamble de peces para los sistemas del Azul, Sauce Grande y Langueyú se obtuvieron de fuentes publicadas (Bertora *et al.*, 2018, 2021, 2022). Con la misma metodología (trasmallos, redes de arrastre y trampas artesanales) se realizó el muestreo de peces en el resto de los ecosistemas. Las especies de peces fueron identificadas a nivel específico. Se determinó su abundancia por unidad de esfuerzo. Se calcularon 10 métricas que han probado brindar una visión holística del ensamble de peces en condiciones

ambientales contrastantes en los arroyos pampeanos (Bertora *et al.*, 2022). A saber: riqueza, diversidad de Shannon-Weaver, proporción de especies intolerantes, tolerantes a la hipoxia, omnívoras, y Characiformes, número de categorías tróficas y de familias, y proporción de individuos Calíctidos.

2.4. Diseño, cálculo y evaluación del IBI

Para las métricas continuas se construyeron cuatro intervalos porcentuales (0-25 %, >25-50 %, >50-75 % y >75-100 %). Cada intervalo se puntuó con valores enteros consecutivos (1, 2, 3 y 4). Para aquellas métricas cuyos valores altos indican alta calidad ambiental (+), la puntuación más alta se le dio al intervalo más alto, mientras que para aquellas que aumentan a medida que incrementa la degradación ambiental (-), se invirtió la puntuación. Para las métricas discretas, se consideraron cuatro intervalos de números enteros (simples o en rangos), determinando así cuatro posibles valores. A partir del máximo valor de IBI posible (suma de todos los máximos para un sitio ideal) se construyeron cuatro intervalos porcentuales de posibles valores del IBI. Para la interpretación, cada rango se caracterizó de acuerdo con los principales atributos de los ecosistemas respecto a las comunidades de peces y la calidad ambiental asociada.

Para todos los muestreos se calcularon las 10 métricas, se puntuaron y se sumaron dichas puntuaciones, obteniendo así los valores de IBI. Se asignó su correspondiente categoría ambiental según el rango del IBI obtenido. Para evaluar las diferencias entre los valores del IBI según sitios, uso de suelo y categoría ambiental se utilizaron pruebas de Kruskal-Wallis. Se exploraron los coeficientes de correlación de Spearman entre los valores del IBI y las puntuaciones de las métricas para evaluar el papel de cada atributo en la puntuación del IBI. A su vez, para probar la capacidad de respuesta del IBI a los cambios ambientales, se estimaron los coeficientes de correlación de Spearman entre los valores del IBI y las variables ambientales estandarizadas.

3. Resultados y Discusión

Los valores y rangos que se usaron para puntuar las 10 métricas se presentan en la Tabla I. A partir de ellos es posible diferenciar cuatro calidades ambientales de estos ecosistemas (Tabla II) según la sumatoria de las puntuaciones de cada métrica por sitio.

Metricas	Puntuaciones			
	1	2	3	4
Riqueza	<3	≥3-6	≥6-9	≥9
Diversidad de Shannon-Weaver	<0.565	≥0.565-1.13	>1.13-1.695	≥1.695
Proporción de especies intolerantes	<0.25	≥0.25-0.5	≥0.5-0.75	≥0.75-1
Proporción de especies tolerantes a hipoxia	≥0.75-1	≥0.5-0.75	≥0.25-0.5	<0.25

Proporción de especies bentónicas	≥0.75-1	≥0.5-0.75	≥0.25-0.5	<0.25
Número de categorías tróficas	1	2	3	>3
Proporción de especies omnívoras	≥0.75-1	≥0.5-0.75	≥0.25-0.5	<0.25
Número de familias	<2	≥2-4	≥4-6	≥6
Proporción de especies Characiformes	<0.25	≥0.25-0.5	≥0.5-0.75	≥0.75-1
Proporción de individuos Calíctidos	≥0.75-1	≥0.5-0.75	≥0.25-0.5	<0.25

Tabla I. Rangos de posibles valores de las métricas y sus puntajes para el cálculo del IBI

IBI	Calidad ambiental	Comunidades de peces
0-10	pobre	Muestreos repetidos de la comunidad de peces sin ejemplares o con muy pocos ejemplares de una sola especie. La tolerancia a la hipoxia es un carácter excluyente. Hábitos preferentemente bentónicos y dieta omnívora. Alta representatividad de la familia Callichthyidae.
>10-20	regular	Conjuntos con baja riqueza (máx. 3 spp.), dominados por especies tolerantes (alrededor del 70%). Presencia exclusiva de especies omnívoras. Alta representatividad de la familia Callichthyidae (alrededor del 50% de los ejemplares).
>20-30	buena	Riqueza específica con un amplio rango pero inferior al mejor escenario observado, especialmente por la pérdida de las especies más intolerantes. Mayor número de familias (>3) y especies Characiformes (alrededor del 50%). Proporción de especies tolerantes a la hipoxia y bentónicas inferior al 25%. Estructura trófica más diversa con especies pertenecientes a otros grupos tróficos además del omnívoro. Las especies piscívoras son raras.
>30-40	muy buena	Comunidad altamente diversa con presencia de la mayoría de las especies que se esperan en el pool regional, incluyendo las intolerantes (más del 50%). Alta abundancia de especies Characiformes (más del 50%) y mayor número de familias. Amplio rango de categorías tróficas, incluidos los piscívoros.

Tabla II. Caracterización de la comunidad de peces y la calidad ambiental a partir de los posibles valores del IBI

Los valores mínimos de IBI se registraron en muestras de sitios urbanos (IBI= 14.4 ± 8.8). En los sitios expuestos al ganado se observó un marcado incremento en el índice (IBI= 25.3 ± 4.2), mientras que los valores máximos se obtuvieron en los sitios menos impactados (IBI= 26.8 ± 3.1). La mayoría de los muestreos en sitios urbanos correspondieron a una calidad ambiental "mala" (78%), mientras que los de ganadería presentaron calidades diferentes pero con predominio de la categoría "buena" (74%). Por otro lado, las muestras en los sitios de menor impacto presentaron cualidades que oscilan entre "buenas" (95%) y "muy buenas" (5%).

Los valores del IBI mostraron diferencias significativas entre sitios ($H= 45.2$, $p< 0.001$), usos del suelo ($H= 10.6$, $p= 0.005$) y categorías ambientales ($H= 37.3$, $p< 0.001$).

Se encontraron correlaciones positivas y significativas entre el IBI y la turbidez ($R= 0.489$, $p= 0.009$), pH ($R= 0.324$, $p= 0.014$), oxígeno disuelto ($R= 0.266$, $p= 0.045$), proporción de pozones ($R= 0.322$, $p= 0.031$) y sustrato roca base ($R= 0.298$, $p= 0.033$). En cambio, sus relaciones con la concentración de fósforo total ($R= -0.329$, $p= 0.017$), demanda química de

oxígeno (R= -0.378, *p*= 0.005), amonio (R= -0.562, *p*< 0.001) y sustrato 65-2mm (R= -0.355, *p*= 0.011) fueron inversas.

La riqueza (R= 0.826, *p*< 0.001), el número de categorías tróficas (R= 0.782, *p*< 0.001), la diversidad (R= 0.762, *p*< 0.001) y la proporción de especies de Characiformes (R= 0.722, *p*< 0.001) fueron los atributos de la comunidad de peces con mayor contribución en la estimación del IBI.

4. Conclusiones

El IBI diseñado mostró ser sensible a las condiciones ambientales impuestas por los diferentes usos del suelo circundante. A su vez presentó relaciones altas y significativas con diferentes variables ambientales de calidad del agua, estructura del hábitat y condición de las riberas. El IBI construido con apenas 10 métricas permite, por un lado, contar con variables que reflejan e integran diferentes aspectos de la comunidad de peces y, por el otro, una cantidad suficiente como para que su utilización en programas de monitoreo ambiental sea fácil, rápida (parsimonia) e intuitiva. El IBI propuesto es válido para aquellos arroyos de la llanura pampeana sin conexión con la cuenca del Salado que estén expuestos a urbanización y ganadería. La utilización de peces como bioindicadores para la evaluación ambiental permitirá un conocimiento más integral de los sistemas, con el fin de diseñar pautas de manejo que tiendan a una gestión sustentable de los mismos.

Referencias bibliográficas

Bertora A, Grosman F, Sanzano P, Rosso JJ. 2018. Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso de suelo contrastante. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 20:11-22.

Bertora A, Grosman F, Sanzano P, Rosso JJ. 2021. Longitudinal patterns of native and alien fish species in a regulated temperate Neotropical river. *Acta Limnologica Brasiliensia* 33:e2.

Bertora A, Grosman F, Sanzano P, Rosso JJ. 2022. Fish assemblage structure in a Neotropical urbanized prairie stream exposed to multiple natural and anthropic factors. *Ecology of Freshwater Fish* 31:224-242.

Holmlund CM, Hammer M. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological economics* 29:253-268.

Karr J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.

Paredes del Puerto JM, Paracampo AH, García ID, Maiztegui T, Garcia de Souza JR, Maroñas ME, Colautti DC. 2021. Fish assemblages and water quality in pampean streams (Argentina) along an urbanization gradient. *Hydrobiologia* 848:4493-4510.

Ringuelet RA. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2:1-122.

Transporte de microplásticos en un arroyo bonaerense

Romina PONCE[a], Marcelo GIL[a], Sebastián TOGNANA[b,c *], Carlos FROSININI[b, c] y Susana MONTECINOS[b,d]

[a] Facultad de Cs. Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil
[b] IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CICPBA-CONICET), Tandil
[c] CICPBA
[d] CONICET
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: stognana@exa.unicen.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los sistemas acuáticos

Resumen

En este trabajo se determinó y analizó el transporte de microplásticos en el arroyo Langueyú, el cual recibe efluentes de plantas de tratamiento de aguas domiciliarias. Se determinó por primera vez la concentración de microplásticos en sedimentos en dos puntos del arroyo, a la salida de las plantas de tratamiento y a unos 3 km arroyo abajo. En los mismos puntos se determinó la concentración de microplásticos en el agua.Los resultados indican una similar cantidad de microfibras por unidad de masa en el sedimento en ambos puntos, pero una cantidad mucho mayor de micropartículas por unidad de masa en el punto más cercano a las descargas de efluentes. Los resultados indicarían una mayor velocidad de sedimentación de las micropartículas respecto a las microfibras. A modo de comparación se realizaron mediciones de la velocidad de caída de diversos plásticos sumergidosen agua.

Palabras clave: microplásticos; transporte; contaminantes; arroyo Langueyú

1. Introducción

Los microplásticos (MPs) son fragmentos de plásticos con dimensiones menores a 5mm y constituyen un residuo peligroso debido a su largo tiempo de vida. Los MPs vertidos en corrientes de agua representan un peligro para el medioambiente, ya que pueden transportarse grandes distancias siguiendo un proceso de sedimentación, reentrada a la columna de agua, desplazamiento y nueva sedimentación. Este proceso de transporte es complejo, involucrando la adhesión de materia orgánica a los plásticos y la adhesión de minerales (o contaminantes) lo cual aumenta su peso específico (Hoellein *et al*., 2019). También depende de las características de la vía de agua: caudal, turbulencia, sinuosidad y vegetación circundante son algunos de los factores que pueden ocasionar acumulación de MPs en ciertos puntos del recorrido. Existen diversos estudios que modelan el transporte de MPs en vías de agua, pero es difícil la aplicación en casos específicos, y en general se ha estudiado el transporte en grandes ríos.

La región pampeana cuenta con muchos arroyos en donde se vierten efluentes de plantas de tratamiento de ciudades pequeñas o medianas, como así también desagües pluviales de dichas ciudades. Un caso así es el arroyo Langueyú que recibe los efluentes de la ciudad de

Tandil, en particular de las plantas de tratamiento de aguas domiciliarias. El caudal del arroyo es relativamente bajo y del orden de lo que aportan las plantas de tratamiento. Se ha determinado que existe una gran concentración de MPs, clasificados en micropartículas o microfibras (Montecinos *et al.,* 2021).

En este trabajo, se determinó por primera vez la concentración de MPs en sedimentos en dos puntos del arroyo, a la salida de las plantas de tratamiento y a unos 3 km arroyo abajo. En los mismos puntos se determinó la concentración de MPs en el agua. Se discuten las metodologías usadas para el muestreo del sedimento, y se analizan los resultados usando un método propuesto en la literatura. A modo de comparación se realizaron mediciones de la velocidad de caída de diversos plásticos sumergidos en agua.

2. Materiales y Métodos

Se recolectaron muestras del arroyo Langueyú en dos puntos, en el punto denominado El Molino (Punto 1), por la cercanía al paraje del mismo nombre, y en la intersección del arroyo con la Ruta 30 (Punto 2). Ambos puntos distan entre sí en aproximadamente 3 km, y se extrajeron muestras tanto de la columna de agua como del sedimento. El muestreo se produjo el 10/2/2022. En los 10 días anteriores a la recolección de muestras, se registraron 57.6 mm de lluvias, de los cuales 48 mm se sucedieron entre el día 2 y 5 de febrero. En cada punto de extracción se recolectaron tres muestras de agua en botellas de vidrio de 1 litro, en un punto aproximadamente equidistante de ambas orillas del arroyo y la extracción se efectuó desde la superficie del arroyo hasta no más de 10 cm de profundidad. Las muestras fueron filtradas con un filtro de acero de 1.5 mm de tamaño de malla y un filtro de acero Besmak de 45 µm de tamaño de malla. Las partículas con tamaños entre 45 µm y 1.5 mm se extrajeron del filtro utilizando agua destilada. Luego las muestras fueron sometidas a digestión oxidativa con una solución de peróxido de hidrogeno al 30% durante 2 horas a 50ºC; y posteriormente lavadas. Se dispusieron submuestras de 50 µL en portaobjetos de vidrio para su inspección visual utilizando un microscopio trinocular Arcano XSZ-100BNT, para ser caracterizadas y cuantificadas, utilizando el software libre ImageJ 1.52p. Se consideraron los MPs con mayor dimensión superior a 100 µm, y se analizó el tipo (microfibra o partícula) y las dimensiones de cada MP (Montecinos *et al.,* 2021).

En el caso de sedimento, se extrajeron muestras de la capa superior (5 cm) del lecho del arroyo en los mismos puntos donde se extrajeron muestras de líquido. El área de extracción fue de 52.8 cm^2. Se extrajeron las piedras y conglomerados grandes, se lavó con agua destilada el sólido y lo que se recogió fue sometido a digestión. Finalmente se filtró con una malla de 45 µm y las partículas fueron extraídas con agua destilada, siendo caracterizadas mediante microscopía de igual manera que las muestras líquidas.

3. Resultados y Discusión

La cuantificación de los MPs se encuentra detallada en la Tabla I, clasificando en micropartículas por m^3 y microfibras por m^3, estos dos casos para los MPs en la columna de agua, y micropartículas por m^2 y microfibras por m^2, estos dos últimos casos en el sedimento.

	Punto 1		Punto 2	
	Agua (ítem/m^3)	Sedimento (ítem/m^2)	Agua (ítem/m^3)	Sedimento (ítem/m^2)
microfibras	5.8. 10^6	9.7. 10^5	6.5. 10^6	1.3. 10^6
micropartículas	3.9. 10^6	4.6. 10^6	2.4. 10^6	1.6. 10^6

Tabla I. Concentración de microfibras y micropartículas en el agua y en el sedimento en los dos puntos estudiados

Se observa una disminución de la cantidad de micropartículas en la columna de agua entre el Punto 1 y el Punto 2, y un incremento en la cantidad de microfibras. Por otro lado, un comportamiento similar se observa para las micropartículas y microfibras presentes en el sedimento.

El transporte de MPs puede analizarse como un proceso de deposición en el lecho del arroyo, posible reentrada en la columna de agua debido a corrientes fuertes y nueva deposición. Además, otros procesos pueden influir, como es la adhesión de materia orgánica y organismos vivos a los MPs, adhesión de partículas cerámicas, fragmentación o enterramiento en el lecho.

Analizar todo el proceso es complejo, y es necesario conocer las condiciones del arroyo y el cauce con exactitud.

Por otro lado, Hoellein y colaboradores, adaptaron la métrica "spiraling", usada para estudiar el transporte de partículas naturales, para MPs, brindando una herramienta para obtener primeras conclusiones (Vincent y Hoellein, 2021). Los autores calcularon la velocidad de los MPs en la vía de agua (en m/s) como:

$$\mathbf{v} = \frac{\boldsymbol{C}.\boldsymbol{Q}}{\boldsymbol{CS}.\boldsymbol{w}} \quad (1)$$

donde **C** es la concentración de MPs en la columna de agua (en ítems/m^2), **CS** es la concentración de MPs en el sedimento (ítems/m^3), **Q** es el caudal (en m^3/s) y **w** es el ancho del arroyo, igual a 6.2 m (Vincent y Hoellein, 2021). Cabe mencionar que los autores consideraron **C** como una componente de concentración en la superficie del agua y otra en la columna, pero en este trabajo se asumirá solo en la columna de agua. Esta aproximación es válida porque los mismos autores encuentran despreciable la concentración en la superficie respecto a la columna. Además, se asumirá que la concentración es la misma en toda la columna de agua, y que la concentración en el sedimento corresponde a los primeros centímetros en el mismo.

Como se han clasificado los MPs en micropartículas y microfibras, el análisis se hará siguiendo esa clasificación.

Se puede calcular un índice de retención IR como (Vincent y Hoellein, 2021):

$$\mathbf{IR} = \frac{\mathbf{v}_{agua}}{\mathbf{v}} \quad (2)$$

Donde $\mathbf{v}_{agua}$ es la velocidad del agua, considerando la velocidad en el punto en que se extrajo el sedimento, 0.66 m/s en el caso del Punto 1 y 0.55m/s en el caso del Punto 2. El caudal se estimó a partir de los valores de velocidad del agua y área transversal del arroyo, con un valor de 0.85 m^3/s en el Punto 1 y 0.80 m^3/s en el Punto 2.

Los valores de IR calculados para las microfibras son menores que 1,0.80 y 0.85 para los Puntos 1 y 2, respectivamente, y similares entre los dos puntos de estudio. Los valores de IR para las micropartículas son mayores que 1: 5.65 y 2.87 para los Puntos 1 y 2, respectivamente, con el valor en el Punto 1 mayor que en el Punto 2. Un valor menor que 1 de IR indica que no existe retención de MPs, mientras que un valor mayor a 1 indica una retención neta. Las microfibras, entonces, no serían retenidas en ninguno de los dos puntos, mientras que las micropartículas serían retenidas, principalmente en el Punto 1.Esto está en acuerdo con la mayor concentración de micropartículas en el sedimento del Punto 1.

El flujo de deposición de MPs,**F** (ítems/m^2 s), se puede calcular como (Hoellein *et al*., 2017):

$$\mathbf{F} = \mathbf{v}_{dep}.\boldsymbol{C} \quad (3)$$

donde $\mathbf{v}_{dep}$ es la velocidad de deposición (en m/s). Por otro lado, el flujo de deposición elimina de la columna de agua una cantidad de MPs por unidad de tiempo entre el Punto 1 y el Punto 2. Esta cantidad de MPs depositados en el lecho, implica una disminución de la concentración de MPs entre los puntos mencionados. Como se mencionó, las micropartículas disminuyen apreciablemente la concentración, por lo cual serán analizadas. Se calculó el flujo de deposición de micropartículas a partir de las concentraciones medidas en los puntos 1 y 2, entregando un valor de 74 micropartículas/m^2 s. Este valor se calculó considerando la diferencia en la cantidad de micropartículas que pasan por unidad de tiempoentre los dos puntos y dividiendo por el área total del arroyo. Considerando éste como un valor medio, se calculó la $\mathbf{v}_{dep}$ en un valor $2.4 .10^{-5}$ m/s. Este valor es un orden menor al estimado por Hoellein *et al*., 2017 usando diferentes valores de distancia de transporte, y aproximadamente dos órdenes menores al encontrado por Hoellein en condiciones de laboratorio (Hoellein *et al*., 2019). Cabe mencionar que la mayoría de las micropartículas presentes en el arroyo en estudio corresponden a polietileno, según trabajos previos de los autores, el cual tiene una densidad menor a la del agua. A modo de comparación, se realizaron experimentos de laboratorio con fibrasde poliamida comercial de 0.148 mm de diámetro y de distintos largos,y con fibra de ropa determinando la velocidad de caída en agua. Los resultados se muestran en la Figura 1, junto con la velocidad de deposición.

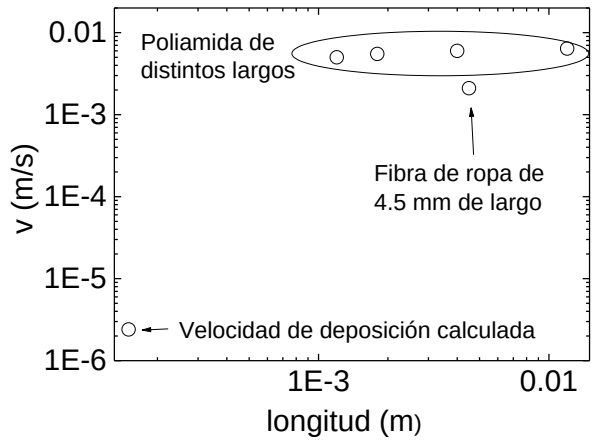


Figura 1. Velocidad de caída de distintos plásticos en agua en función de su longitud y velocidad de deposición obtenida de la concentración de microplásticos

4. Conclusiones

Se analizó el transporte de micropartículas y microfibras en el arroyo Langueyú desde la descarga de la planta de tratamiento de efluentes domiciliarios hasta un punto a 3 km de distancia. Se utilizó una métrica propuesta en la literatura para determinar la retención de micropartículas y microfibras encontrando que es mayor para las primeras. Se calculó la velocidad de deposición y se la comparó con la velocidad de caída de plásticos en agua.

Agradecimientos: Los autores agradecen a SECAT-UNCPBA, Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Bs. As. y CONICET. La Srta. Ponce realizó las actividades referidas a este trabajo en el marco de una beca EVC-CIN 2020.

Referencias bibliográficas

Hoellein TJ, Shogren AJ, Tank JL, Risteca P, Kelly JJ. 2019. Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific Reports.* 9:3740

Hoellein TJ, McCormick AR, Hittie J, London MG, Scott JW, Kelly JJ.2017. Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science*. 36(3):491-507

Montecinos S, Tognana S, Pereyra M, Silva L, Pablo Tomba J. 2021. Study of a stream in Argentina with a high concentration of microplastics: Preliminary analysis of the methodology. *Science of the Total Environment.* 760:143390

Vincent AES, Hoellein TJ. 2021. Distribution and transport of microplastic and fine particulate organic matter in urban streams. *Ecological Applications.* 31(8): e02429

Contaminación por plásticos en la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil: Metodología de muestreo y análisis de muestras

Milagros ASCAZURI[a], Agustina GRIGERA[a], Susana MONTECINOS[b, c*] y Sebastián TOGNANA[b, d]

[a] Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil
[b] IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CICPBA-CONICET), Tandil
[c] CONICET, [d] CICPBA
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: dmonteci@exa.unicen.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los sistemas acuáticos

Resumen

El arroyo Langueyú se encuentra localizado al sur de la Provincia de Buenos Aires, y recibe los efluentes de las plantas de tratamiento de residuos de la ciudad de Tandil.Es por ello que se ha encontrado una gran cantidad de contaminantes plásticos de distintos tamaños en el arroyo. Un apropiado diagnóstico de esta problemática permitiría conocer las contribuciones de cada una de las fuentes de contaminación y proponer acciones para su prevención y mitigación. Para ello se requiere contar con un protocolo adecuado de extracción y muestreo, considerando las características y tamaño de residuo plástico, y características del arroyo. Para el estudio de micro, meso y macroplásticos presentes en la cuenca del arroyo Langueyú, se realizaron adaptaciones de metodologías reportadas en la literatura. Los procedimientos propuestos resultaron adecuados para el estudio de microplásticos a partir de muestras de agua, mesoplásticos a partir de muestras de sedimento de las orillas y macroplásticos presentes en las orillas del arroyo.

Palabras clave: contaminación; plásticos; metodología de muestreo; digestión; arroyo Langueyú

1. Introducción

Los plásticos son materiales que, debido a sus buenas propiedades mecánicas, durabilidad, bajo costo y peso, son ampliamente usados en diferentes áreas. Esto ha llevado a que se produzca contaminación por plásticos en distintos cursos de agua y sus alrededores, pudiendo afectar tanto a la salud humana como al ecosistema presente. De acuerdo al tamaño de los contaminantes plásticos, estos se pueden clasificar en microplásticos (menores a 5 mm), mesoplásticos (entre 5 y 25 mm) y macroplásticos (mayores a 25 mm) (Lippiatt *et al.*, 2013; Blettler *et al.*, 2017). Para poder realizar un adecuado diagnóstico de esta problemática es necesario contar con un protocolo apropiado de extracción y muestreo, el cual depende de las características y tamaño del residuo plástico, y características del arroyo. Para el estudio de microplásticos se han reportado distintas metodologías en función del tipo de ambiente acuático (Stock *et al.*, 2019; Montecinos *et al.*, 2021). En particular, en muestras que contienen alta cantidad de materia orgánica, es necesario realizar procesos de digestión. En el caso de meso y macroplásticos los estudios son más escasos y se han realizado principalmente en ambientes costeros (Lippiatt *et al.*, 2013; Blettler *et al.*, 2017).

El arroyo Langueyú se encuentra localizado al sur de la Provincia de Buenos Aires, y recibe los efluentes de las plantas de tratamiento de residuos de la ciudad de Tandil. Se han presentado por primera vez resultados acerca de la concentración de microplásticos y su origen en el arroyo Langueyú (Montecinos *et al.*, 2021). También se determinó la presencia de cobre en muestras de microplásticos extraídas del arroyo (Ponce *et al.*, 2021; Tognana *et al.*, 2022). Sin embargo, a la fecha no se han reportado estudios acerca de los meso y macroplásticos presentes en la cuenca del arroyo Langueyú.

El objetivo del presente trabajo es estudiar la metodología de extracción y análisis de muestras obtenidas de la cuenca del arroyo Langueyú para la caracterización e identificación de contaminantes plásticos de distintos tamaños presentes, a partir de adecuaciones de metodologías reportadas para otros sistemas.

2. Materiales y Métodos

Se extrajeron muestras del arroyo Langueyú, de un punto ubicado después de la descarga de las plantas de tratamiento. Para el estudio de microplásticos se extrajeron muestras de agua de un punto aproximadamente equidistante de ambas orillas, utilizando botellas de vidrio de 1 L. Para el estudio de macroplásticos se extrajeron manualmente los residuos encontrados en zonas previamente delimitadas y para los mesoplásticos se extrajeron muestras de sedimento de las orillas del arroyo en determinadas subzonas (Figura 1).

Microplásticos:Las muestras fueron filtradas usando filtros de acero de 1.5 y 0.045mm, obteniendo el material con tamaños en el rango de 0.045-1.5 mmdiluído en agua.Luego fueron sometidas a distintos tipos de digestión: a) digestión oxidativa con 30% H_2O_2,b) digestión ácida con 3M HNO_3 y c) digestión alcalina con 5M NaOH. En cada caso se agregó un 35%v de la solución(a, b ó c) y se mantuvo por 2 horas a 50°C. Luego las muestras fueron lavadas y filtradas, y se depositaron submuestras de un volumen de 50 µL sobre portaobjetos de vidrio con una micropipeta. Cada submuestra fue analizada por microscopía óptica (XSZ-100BNT Arcane Trinocular) utilizando aumentos de 10x y 40x.

Meso y macroplásticos:Se delimitaron áreas rectangulares de 1 m de largo y de 0.5 a 1 m de ancho, a partir de la línea de la orilla del arroyo (Figura 1). Debido a la gran cantidad de vegetación, se procedió primero a su eliminación manual. Los macroplásticos se recolectaron manualmente y se guardaron en frascos de vidrio. Para los mesoplásticos, se tomaron muestras de sedimento de subzonas de 50 x 50 cm y 3 cm de profundidad.

En el laboratorio los macroplásticos fueron contados, lavados con agua y secados. Luego fueron pesados y se realizó una caracterización visual y determinación de dimensiones de cada uno. Las muestras de sedimento fueron secadas a 70°C por 24 h y filtradas con un filtro de acero de 1 mm. Los aglomerados se molieron en un mortero y se volvieron a filtrar, mientras que los plásticos se recogieron usando pinzas. Lo que no se pudo moler ni pasó por el filtro se esparció en una superficie limpia y se separaron los plásticos manualmente. Los

mesoplásticos extraídos fueron lavados, secados, pesados y se realizó una caracterización visual y determinación de dimensiones de cada uno.

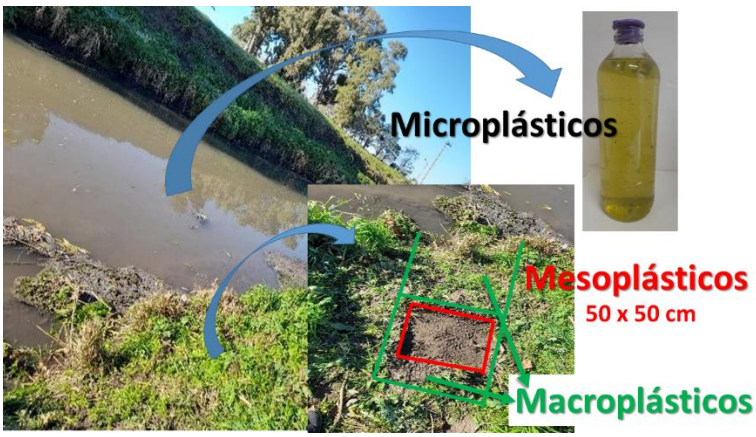


Figura 1. Imagen del arroyo y lugares de extracción de muestras. Fuente: Montecinos (2022)

3. Resultados y Discusión

Mediante la metodología utilizada para el análisis de las muestras de agua, fue posible reconocer por microscopía óptica los microplásticos presentes, principalmente las microfibras. En este caso, no fue necesario realizar métodos de separación por densidad ya que las muestras no contenían gran cantidad de materia inorgánica. Sin embargo, debido a la gran cantidad de materia orgánica presente, la etapa de digestión fue de gran relevancia. En la Figura 2 se muestran las gotas reconstruidas a partir de las imágenes x10 (arriba) y el detalle de microfibras a partir de imágenes x40 (abajo) obtenidas por microscopía óptica de muestras sometidas a distintos procesos de digestión. Mediante observación de las imágenes, se encontró que los métodos más eficaces para la remoción de la materia orgánica fueron la digestión oxidativa (30% H_2O_2) y la alcalina (5M NaOH). En todas las gotas se encontraron restos de organismos. Por otra parte, con la digestión oxidativa se observó una mayor pérdida de coloración de las microfibras.

Para el estudio de los meso y macroplásticos, la adaptación realizada de la metodología de extracción de muestras resultó apropiada para este tipo de ambiente. La limpieza manual de la vegetación presente en las orillas del arroyo en las zonas de extracción fue fundamental. El sedimento debió ser secado previo al filtrado, paso que resultó necesario.Para residuos mayores a 5 mm fue posible realizar una inspección visual minuciosa para separar éstos del sedimento, y no fue necesaria otra técnica de separación. En la Figura 3 se muestran algunos meso y macroplásticos encontrados, cuyas características son detalladas en la Tabla I. La concentración de los residuos encontrados en cada zona debiera realizarse en función de ítems/kg sedimento seco, ítems/m^2 superficie analizada, área total residuos/kg sedimento seco, entre las más importantes.

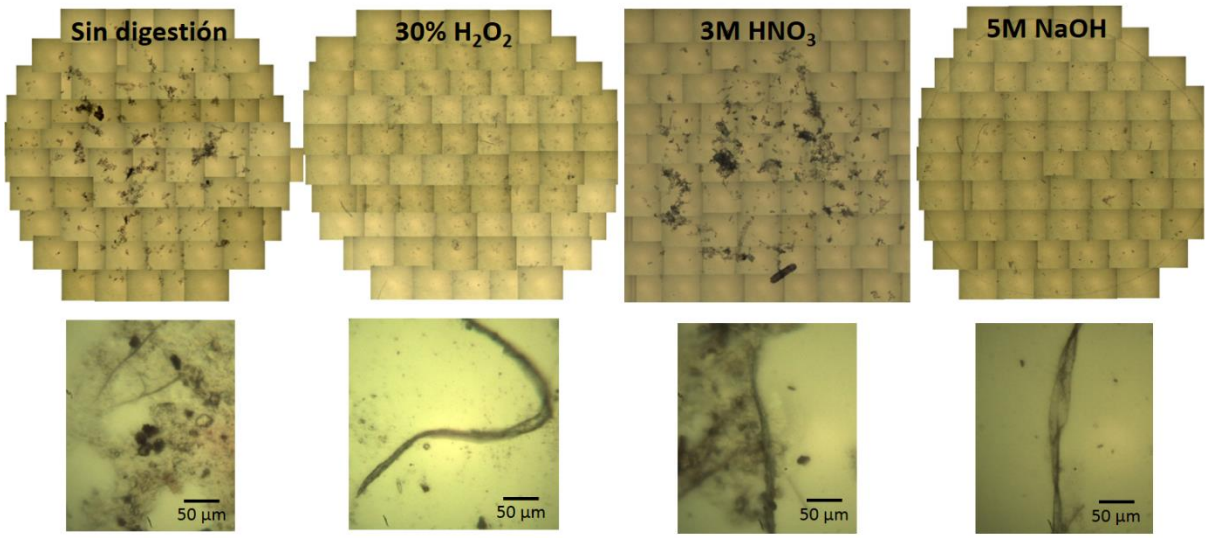


Figura 2. Reconstrucción de gotas y detalle de microfibras de muestras sometidas a distintos procesos de digestión

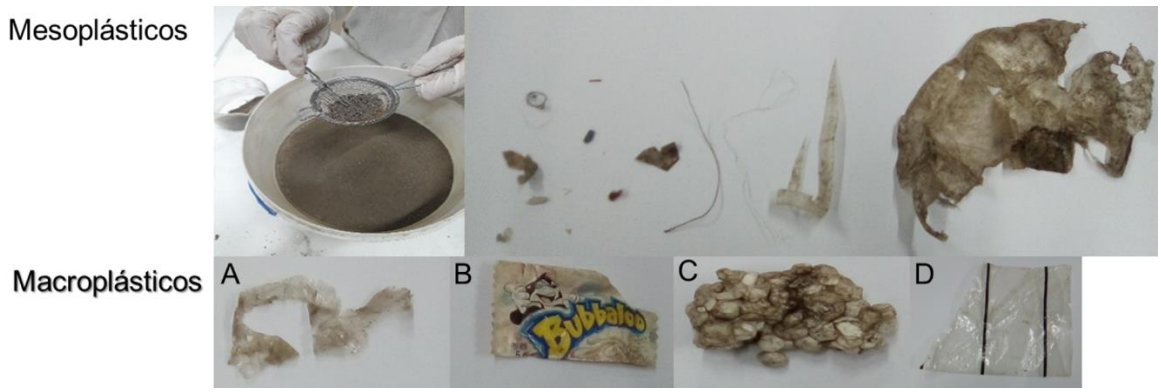


Figura 3. Meso y macroplásticos encontrados en una de las zonas estudiadas

	material	color	área (cm^2)	espesor (mm)	peso (g)
A	bolsa plástica (PE)	transparente	6.23	0.1	0.0158
B	envoltorio de chicle (PP)	blanco/rosa	10.97	0.1	0.0665
C	telgopor (PS)	blanco	10.82	-	0.8510
D	bolsa gruesa (PE)	transparente con rayas	80.56	0.1	0.6388

Tabla I.Descripción de los macroplásticos mostrados en la Figura 3

4. Conclusiones

Se estudió la metodología de extracción y análisis de muestras de agua, sedimento y recolección manual de residuos de las orillas, obtenidas de la cuenca del arroyo Langueyú para la caracterización e identificación de contaminantes plásticos de distintos tamaños. Para ello se realizaron adaptaciones de metodologías reportadas en la literatura en función de las características del sistema bajo estudio. Para el estudio de microplásticos, la etapa de

digestión fue de gran relevancia, siendo las más eficientes la digestión oxidativa y alcalina. Para el estudio de los meso y macroplásticos, se realizó una caracterización visual de las muestras y se midió las dimensiones y peso de cada residuo.

Agradecimientos: Los autores agradecen a SECAT-UNCPBA, Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires y CONICET. La Srta. Ascazuri realizó las actividades experimentales en el marco de una Beca EVC CIN 2020.

Referencias bibliográficas

Blettler MCM, Ulla MA, Rabuffetti AP, Garello N. 2017.Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment.* 189(581):1-13.

Lippiatt S, Opfer S, Arthur C. 2013. Marine debris monitoring and assessment. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46.

Montecinos S, Tognana S, Pereyra M, Silva L, Tomba JP. 2021.Study of a stream in Argentina with a high concentration of microplastics: Preliminary analysis of the methodology. *Science of the Total Environment.* 760:143390.

Montecinos S. 2022. "Zona El Molino", arroyo Langueyú. Imagen tomada el 1 de Junio de 2022.

Ponce R, D'Angelo C, Montecinos S, Tognana S, Pereyra M, Martino L, Bayala P. 2021. Detección de metales en microplásticos. XXIX Reunión Argentina de Ecología RAE2021.

Stock F, Kochleus C, Bänsch-Baltruschat B, Brennholt N, Reifferscheid G. 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment - A review. *Trend. Anal. Chem.* 113:84-92.

Tognana S, D'Angelo C, Montecinos S, Pereyra M, Salgueiro W. 2022.Laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) as a technique to detect copper in plastic and microplastic waste.*Chemosphere* 303:135168.

El crecimiento de *Cheirodon interruptus* en condiciones controladas: implicaciones para mitigar el impacto de la explotación de poblaciones silvestres en humedales pampeanos

Ignacio GARCÍA[a*], Juan Martín PAREDES DEL PUERTO[a] y Darío COLAUTTI[a]

[a]Laboratorio de Ecología de Peces, Instituto de Limnología "Dr Raúl Ringuelet" - ILPLA-CONICET- Universidad Nacional de La Plata
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: igarcia@ilpla.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Cheirodon interruptus es un pequeño pez ampliamente distribuido en la región pampeana; es la especie más comúnmente comercializada como carnada viva. La captura de peces salvajes para abastecer un mercado de unos dos millones de personas ejerce un impacto significativo en la comunidad de peces y el medio ambiente. En busca de alternativas para reducir el impacto de la actividad, se analizó el crecimiento y el tiempo requerido para alcanzar las tallas comerciales y se la vinculó con la demanda observada para diseñar una estrategia de optimización de la producción. Con base en los criterios de selección de Akaike se propone el uso del modelo de crecimiento Logístico para estimar el crecimiento en el manejo acuícola de *C. interruptus*. La secuencia combinada de modelos de crecimiento y la curva de demanda muestran que son necesarios un total de 5 eventos de desoves para garantizar el suministro durante la temporada de alta demanda. Los resultados de este estudio pueden ayudar a reemplazar la presión pesquera actual sobre las poblaciones de peces silvestres, contribuyendo a los marcos normativos vigentes y, por lo tanto, prevenir la degradación de los humedales pampeanos.

Palabras clave: carnada; extracción; deterioro de hábitats; demanda estacional; esquema de producción; beneficios ambientales

1. Introducción

Cheirodon interruptus es un pequeño pez de amplia distribución la Región Pampeana. Los pescadores recreativos prefieren utilizar esta especie como carnada viva principalmente para la pesca del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Los proveedores y pescadores de carnada dependen de las poblaciones silvestres capturadas, lo que genera un impacto en los ensambles de peces y un el deterioro biológico y fisicoquímico de los ambientes. Para cumplir con la demanda del mercado, los vendedores de carnada compran carnada a los pescadores de áreas de hasta 600 km de distancia de sus tiendas de pesca. Las largas distancias y las insuficientes condiciones de transporte aumentan las tasas de mortalidad y propagación de agentes etiológicos. Se los comercializa principalmente en dos tamaños, el primero de 2.21 cm de longitud estándar (+/-0.18), que es el de mayor demanda durante la temporada de pesca en lagunas bonaerenses. El segundo tamaño, de 3.38 cm de longitud estándar (+/-0.41), está orientado a la pesca de pejerrey de mayor tamaño (García, 2018). Por su potencial económico, el cultivo comercial de *C. interruptus* surge como una alternativa para promover

actividades productivas y ayudar a reducir el impacto ambiental negativo vinculado a su extracción. Comprender el crecimiento de esta especie es clave para desarrollar lineamientos de manejo acuícola para una nueva especie, ya que permite estimar el tiempo requerido para alcanzar el tamaño comercial y organizar un calendario de producción para satisfacer la demanda.

Si se considera el crecimiento, el tiempo en alcanzar las tallas comerciales y las demandas del mercado es posible entender, planificar y manipular los ciclos productivos, optimizando las instalaciones y la inversión para maximizar los ingresos por venta de carnada, mitigando el daño ambiental. Como el crecimiento de *C. interruptus* en la acuicultura y su demanda de ventas estacionales son poco conocidos, este estudio tuvo como objetivo en (i) evaluar por primera vez el crecimiento de *C. interruptus* criado en un sistema de recirculación controlada y (ii) evaluar su demanda estacional con base en entrevistas con vendedores de carnada, para desarrollar pautas que predigan y optimicen los tiempos de producción.

2. Materiales y Métodos

Se recolectaron 330 juveniles de *C. interruptus* de una cava artificial de (35° 54'S; 58°11'O) ubicado en Chascomús, Buenos Aires. Después de una aclimatación de 7 días, 30 peces fueron medidos y pesados para registrar las condiciones iniciales del experimento que se extendió durante 274 días. Los datos de crecimiento se registraron una vez al mes en tres sistemas de recirculación independientes de 100 l. de capacidad en los que se colocaron 100 peces en cada uno. Para el muestreo, se tomaron 30 peces al azar de cada acuario y se anestesiaron individualmente con benzocaína (50 ppm) disuelta en etanol. Los peces se pesaron con una balanza analítica (0.0001 g.peso total, W) y se midieron mediante fotografías utilizando el programa Image J (longitud estándar en mm, Ls). Las condiciones iniciales de los peces fueron 32 días de edad, Ls= 1.35 cm +/- 0.09 y W= 0.04 gr +/- 0.01. Los peces se mantuvieron bajo un fotoperiodo natural (expuestos indirectamente a la luz solar natural) a 23.8 °C (SD ± 0.5) de temperatura. Los parámetros de calidad del agua se mantuvieron estables y se comprobaron semanalmente: pH (7.3 SD ± 0.95), oxígeno disuelto (7.6 SD ± 0.4 mg L^{-1}), conductividad (890 µS SD ± 70). Los compuestos nitrogenados se mantuvieron en rangos estrechos: 0.0 - 0.1 mg /L N- NH_4+ y 0.1 - 0.4 mg/ L N-NO_2-. Los peces fueron alimentados manualmente seis días a la semana, tres veces al día, con alimento comercial (Shulet®). La cantidad de alimento ofrecida se pesó diariamente y varió durante el experimento desde el 5% del peso corporal medio por individuo al principio hasta el 1% en los dos últimos meses de cultivo.

Se calculó la tasa de crecimiento específica, longitud estándar (SGRL) y peso (SGRW), utilizando las siguientes fórmulas: SGRL(%/día) = 100*(ln FL- lnIL) /tiempo(días); SGRW(%/día) = 100*(ln FW- ln IW) /tiempo(días).

Además, se evaluaron cuatro modelos comúnmente utilizados en acuicultura para estimar los parámetros de crecimiento en longitud e identificar el más apropiado para *C. interruptus*: von Bertalanffy (1), el de Gompertz (2), el logístico (3) y el de Schnute (4), de acuerdo con las siguientes fórmulas:

$$\mathbf{Ls} = \mathbf{Ls}_{\infty}\left[\mathbf{1} - \mathbf{e}^{-\mathbf{k}(\mathbf{T}-\mathbf{T0})}\right] \quad (1)$$

$$\mathbf{Ls} = \mathbf{Ls}_{\infty}\mathbf{e}^{-\mathbf{e}-\mathbf{k}(\mathbf{T}-\mathbf{T0})} \quad (2)$$

$$\mathbf{Ls} = \frac{\mathbf{Ls}_{\infty}}{\mathbf{1}-\mathbf{e}^{-\mathbf{k}(\mathbf{T}-\mathbf{T0})}} \quad (3)$$

$$\mathbf{Ls} = \left[\mathbf{Y_1}^{\mathbf{b}} + \left(\mathbf{Y_2}^{\mathbf{b}} - \mathbf{Y_1}^{\mathbf{b}}\right)\frac{\mathbf{1}-\mathbf{e}^{-\mathbf{a}(\mathbf{t}-\mathbf{T_1})}}{\mathbf{1}-\mathbf{e}^{-\mathbf{a}(\mathbf{T_2}-\mathbf{T_1})}}\right]^{\mathbf{1/b}} \quad (4)$$

Estos modelos candidatos se ajustaron a los datos de longitud-edad obtenidos por fecha de eclosión. Los modelos se ajustaron a los datos mediante mínimos cuadrados siguiendo el algoritmo de Levenberg-Marquardt. Todos los cálculos se realizaron utilizando el software de código abierto R versión 3.0.2 (R Development Core Team 2013, paquete minpack.lm versión 1.1-8). Para seleccionar el mejor modelo, se aplicó el criterio de información de Akaike (AIC): AIC=n (log(2π Src/n)+1)+2k donde Src es la suma de cuadrados residual para un modelo candidato concreto, n es el tamaño de la muestra y k es el número total de parámetros estimados.

Por último, se realizó una encuesta a 10 vendedores de carnada de la región pampeana para identificar el ciclo anual de la demanda de *C. interruptus*. Se pidió a cada vendedor que puntuara los meses del año en una escala de 0 a 10 según la demanda de carnada. Los datos de cada vendedor se estandarizaron (puntuación del mes observada/puntuación máxima observada, rango de variación 0-1) y se analizaron para obtener las medias mensuales y las desviaciones estándar. Los valores medios mensuales de la demanda se ajustaron a un modelo polinómico trigonométrico de Fourier de tercer orden por el método de mínimos cuadrados. Se trazó una secuencia de modelos de crecimiento junto con el modelo de demanda, para estimar los días óptimos de inicio de los ciclos productivos y el tiempo de cría necesario para abastecer adecuadamente el pico de demanda (> a 0.8) con peces del tamaño requerido por los pescadores.

3. Resultados y Discusión

La tasa específica de crecimiento en longitud (SGRL) para el período de crecimiento en el rango de tallas de 1.7-3.7 cm fue de 0.339 %/día y la tasa específica de crecimiento en peso (SGRW) para el rango de 0.107-1.08 g fue de 0.967 %/día. En los primeros 92 días de vida mostraron las mayores tasas de crecimiento con valores de 0.659-0.745 %/día para la SGRL y 2.392-1.748 %/día para la SGRW, disminuyendo a medida que los peces crecían.

Siguiendo el enfoque multimodelo, el modelo Logístico mostró el mejor ajuste con el valor más bajo de ΔAIC. El modelo Gompertz también fue apoyado por los datos con un valor ΔAIC de 3.08. El modelo de Schnute fue moderadamente apoyado por los datos (ΔAIC 5.08), mientras que el VBGM fue el menos compatible entre el conjunto de modelos candidatos (ΔAIC 8.37).

A partir de la encuesta a los vendedores de carnada, se identificó un período de máxima demanda entre abril y agosto (demanda estandarizada >0.8), en concordancia con el inicio de la temporada de pesca del pejerrey. Fuera de este período, la demanda disminuyó considerablemente mostrando valores significativamente menores desde septiembre hasta marzo del año siguiente (Figura 1).

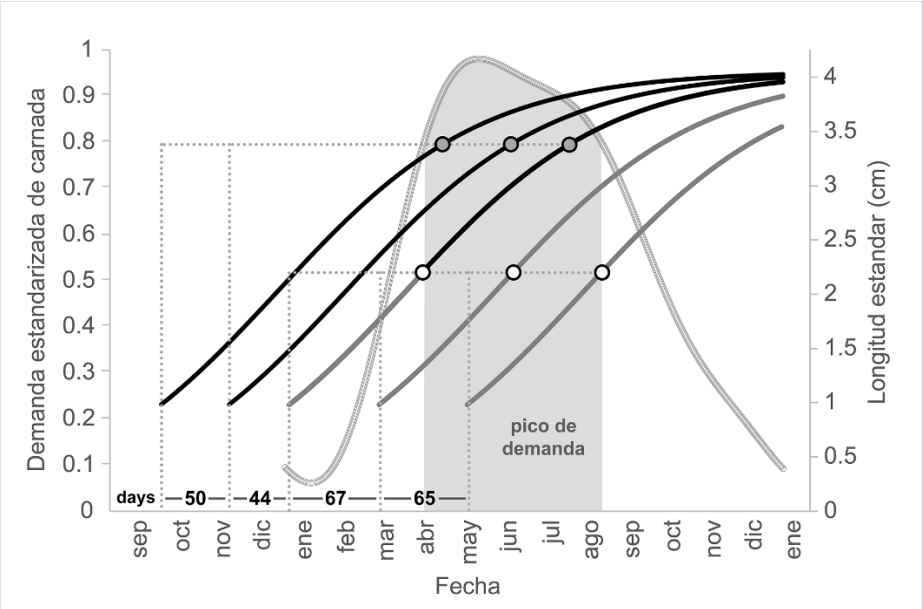


Figura 1. Demanda de *C. interruptus* (línea gris compuesta) mediante el modelo polinómico trigonométrico de Fourier de tercer orden ajustado. El modelo logístico se superpuso en la misma escala temporal que la demanda, indicando el tiempo necesario para que el cultivo alcance el primer tamaño de venta (línea gris sólida) y el segundo (línea negra sólida). Se indica la separación del desove en días necesaria para abastecer la demanda en el momento de la demanda máxima (línea gris vertical).

Teniendo en cuenta el tiempo necesario para alcanzar las dos tallas comerciales (98 y 207 días) y el pico de demanda observado, se sugiere mantener un mínimo de tres stocks de peces reproductores para alcanzar los 5 desoves necesarios para abastecer las dos tallas de venta a lo largo de la temporada (Figura 1). Los dos primeros stocks deberían tener como objetivo alcanzar la segunda talla al inicio de la temporada de pesca. El tercer stock debería ser el más importante, ya que está destinado a abastecer las dos tallas en el mismo evento de desove. Por último, el abastecimiento de la talla más pequeña al final de la temporada está garantizado por los nuevos desoves de las dos primeras. Si el desove tiene lugar en las fechas indicadas, se aprovecha el periodo de máxima actividad gonadal de la especie observado en la naturaleza, a excepción el tercer desove en verano. Aunque se han registrado desoves

exitosos (García, 2018), probablemente no sea la época más favorable para el desove. Sin embargo, es posible estimular la maduración ovárica de las hembras mediante la estimulación incremental del fotoperiodo y la temperatura (García *et al.*, 2022), dando lugar a un mayor número de larvas en un mismo evento reproductivo.

La sustitución progresiva de la extracción de poblaciones silvestres por acuicultura contribuirá a la preservación de los ambientes, pudiendo utilizarse como herramienta de gestión. En este sentido, la gestión integrada de la pesquería de *C. interruptus*, basada en normas de gestión respetuosas con el medio ambiente, es la vía para frenar la degradación de los frágiles ecosistemas de humedales pampeanos y favorecer su recuperación.

4. Conclusiones

1-Las tasas específicas de crecimiento (SGRL y SGRW) en *C. interruptus* fueron superiores a las observadas en otras especies utilizadas como carnada. 2- El VBGM es la ecuación más utilizada, su utilidad y buen rendimiento son bien conocidos en la literatura pesquera. Sin embargo, cuando se utiliza para la inferencia del crecimiento, sin ser el mejor modelo podría causar una estimación puntual sesgada. Dado que la producción de *C. interruptus* está orientada a las primeras etapas de su ciclo vital, hasta que se alcanzan las tallas comerciales, se aconseja el uso del modelo logístico para fines productivos.3- Se requieren 5 desoves para abastecer la demanda observada en las dos tallas de venta para una temporada de pesca.

Referencias bibliográficas

García I 2018. Desarrollo de un sistema de cría para *Cheirodon interruptus*: una alternativa a la explotación de poblaciones silvestres y para el uso de la especie en bioensayos de toxicidad. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.

García I, Garcia de Souza J, Plaul S, MirandaL, y Colautti D. 2022. Effect of photoperiod and temperature on ovarian maturation in the small characid fish *Cheirodon interruptus*. Journal of Applied Aquaculture, 1-13.

Biomacumulación y biomagnificación de metales en tramas tróficas costeras del SO bonaerense (estuario de Bahía Blanca)

Daniela M.TRUCHET[a*], Natalia S. BUZZI[a,b] y Jorge E. MARCOVECCHIO[a,c,d]

[a]Área de Oceanografía Química, Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, Bahía Blanca
[b] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca
[c]Universidad FASTA, Mar del Plata
[d] Univesidad Tecnológica Nacional (UTN), Bahía Blanca

[*]Correspondencia a los autores, E-mail: dmtruchet@iado-conicet.gob.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

En este trabajo se evaluó la concentración y bioacumulación de metales (Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Cr, Fe) en compatimentos abióticos (sedimentos) y bióticos (peces, cangrejos-*Neohelice granulata*- y langostinos-*Pleoticus muellerii*-) y su biomagnificación a través de las redes tróficas, en peces de consumo humano (*Micropogonias furnierii, Cynoscion guatucupa,* y *Mustelus schmitti*). Se seleccionaron dos sitios en el estuario de Bahía Blanca: Canal Vieja (CV), un sitio impactado por descargas cloacales, y Canal del Embudo (CE), un punto pesquero ubicado en la zona de islas. Para los sedimentos, se determinó el riesgo por metales para la biota utilizando índices geoquímicos y para los organismosse determinó la concentración y bioacumulación de metales a través de la ingesta de sedimentos (Factor de Acumulación Biota-Sedimento, FABS). A su vez, para los peces, se evaluó el Factor de Biomagnificación (FBM) a través de items tróficos (cangrejos y langostinos). Los índices geoquímicos indicaron que los sedimentos presentaban una contaminación de baja a media con enriquecimiento de Cu, en especial en CV, con posible riesgo ecológico para la biota. En el caso de los peces, las tallas más pequeñas de *M. furnierii* y *C. guatupuca* presentaron las mayores concentraciones de metales en los tejidos. El FABS indicó que los cangrejos podrían haber acumulado Cu y Zn de los sedimentos, los langostinos solo Cu (FABS≥1), mientras que en los peces, todos los valores fueron <1. El FBM indicó que los metales de los cangrejos no se biomagnifican en los tejidos de los peces (aunque podrían bioacumularse), y se observó el mismo patrón en langostinos, excepto el Cr.

Palabras clave: metales; sedimentos; relaciones tróficas; factor de biomagnificación; riesgo de consumo

1. Introducción

Los metales son un tipo de contaminantes inorgánicos y no degradables que pueden afectar los ambientes estuarionos. En este caso, los metales llegan a estos sistemas a través de escorrentías y fuentes puntuales de descargas de efluentes, deposición atmosférica, erosión, descargas de sistemas fluviales y precipitaciones. De esta manera, los organismos que habitan los estuarios están expuestos a una mayor concentración de estos contaminantes en comparación a otros humedales, y como resultado, los metales son ingeridos y acumulados por los organismos, e incluso son transferidos a niveles tróficos superiores a través de las

redes tróficas. Con la finalidad de estudiar la bioacumulación de los metales y su posible biomagnificación a través de las relaciones tróficas, nos propusimos como objetivos I) Analizar la concentración de metales (Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Cr, Fe) en sedimentos, distintas clases (tallas) de peces (*Micropogonias furnierii, Cynoscion guatucupa*, y *Mustelus schmitti*), cangrejos (*Neohelice granulata*) y langostinos (*Pleoticus muellerii*); II) Evaluar la bioacumulación de los metales en los compartimentos bióticos, y la biomagnificación en las distintas clases de peces a través de dos de sus items tróficos.

2. Materiales y Métodos

Este trabajo fue desarrollado en dos sitios del estuario de Bahía Blanca (EBB): Canal Vieja (CV) y Canal del Embudo (CE), ambos ubicados a lo largo del Canal Principal. CV se trata de un área impactada por descargas cloacales sin tratamiento del distrito de Bahía Blanca, mientras que CE es un punto en la zona de islas utilizado por pescadores artesanales de la región para pescar distintas especies de relevancia ictica. En ambos lugares, se muestrearon una especie de langostino (*Pleoticus muellerii*) y distintas clases de tres especies de peces de consumo humano (corvina rubia -*Micropogonias furnierii*-, pescadilla -*Cynoscion guatucupa*- y gatuzo -*Mustelus schmitti*-) a bordo de la embarcación IADO IV utilizando redes de tipo “camaronera” durante un ciclo de marea completo y se colectaron tres réplicas de sedimentos superficiales con draga. A su vez, se tomaron ejemplares de cangrejos de *Neohelice granulata* de CE. El material fue refrigerado y trasladado a laboratorio para su análisis. Una vez en laboratorio, se midieron, pesaron y clasificaron las especies de peces según su talla en cuatro clases y se extrajo el músculo de cada ejemplar que fue guardado a -20°C hasta su análisis. Los cangrejos y langostinos también fueron pesados y medidos y se extrajo el hepatopancreas y músculo, respectivamente, y se liofilizó el material. Los sedimentos fueron secados en estufa a 50°C y se lo procesó hasta obtener la fracción ≤ 63 µm. Se pesó 0.5 g de todas las muestras y se digirieron en una mezcla ácida 5:1 ml de HNO_3 y $HClO_4$ a 110°C en baño de glicerina hasta obtener 1 ml de extracto (Buzzi *et al*., 2017). Las concentraciones de metales fueron determinadas en ICP-OES DV 2100 (Perkin Elmer Argentina) en el IADO.

En el caso de los metales en peces, se realizó un modelo lineal generalizado (GLM) considerando interacciones entre sitios, clases y especies. En tanto, para los sedimentos y langostinos, se realizó un ANOVA para analizar las posibles diferencias entre sitios. Para analizar la contaminación de metales por sitios, se determinó el índice de geoacumulación (I_{geo}), Factor de enriquecimiento (FE) y mediana del cociente de los efectos del rango (mERM-Q) de acuerdo a las siguientes ecuaciones 1, 2 y 3:

$$Igeo = log_2\left(\frac{Concentración\ de\ metal_n}{1.5 \times Concentración\ background_n}\right) \quad (1)$$

$$FE = \frac{\left(\frac{Metal}{X}\right)muestra}{\left(\frac{Metal}{X}\right)background} \quad (2)$$

$$mERM - Q = \sum \quad (Concentraciónmetal_i/ERM_i)/nmERM - Q = \sum \quad mERM - Q \quad (3)$$

$$= \sum \quad mERM - Q$$

$$= \sum \quad (\ (3 \quad ¿(C_i/ERM_i)/n(C_i/ERM_i)/n(C_i/ERM_i)/n$$

El Factor de Acumulación Biota-Sedimento (FABS) se determinó en base a la ecuación 4:

$$FABS = \frac{concentración\ de\ metales\ en\ tejido\ (\mu g g^{-1})}{concentración\ de\ metales\ en\ sedimentos\ (\mu g g^{-1}\ )} \quad (4)$$

En tanto, el Factor de Biomagnificación (FBM) se determinó siguiendo la ecuación 5:

$$FBM = \frac{concentración\ de\ metales\ en\ el\ tejido\ del\ predador\ (\mu g g^{-1})}{concentración\ de\ metales\ en\ el\ tejido\ de\ la\ presa\ (\mu g g^{-1}\ )} \quad (5)$$

3. Resultados y Discusión

En la Tabla I se muestran las concentraciones medias de los principales resultados para las clases de peces, invertebrados y sedimentos. En base a la concentración de los metales en sedimentos, se observó la siguiente distribución Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Cr>Pb>Cd, con contaminación baja a moderada de acuerdo al I_{geo}, con bajo enriquecimiento metálico (FE<2) y posible riesgo biológico (mERM-Q≥0.01) lo cual ya había sido reportado en otros estudios del mismo estuario (p.ej. Truchet *et al*., 2022). Se registraron diferencias significativas en los valores de Cu de CV, que pueden haber sido mayores por la influencia de descargas cloacales; mientras que el Cr fue mayor en CE, y puede ser debido a la influencia del refulado del dragado del Canal Principal, que es depositado en las proximidades de este sitio.

La distribucion de metales en peces de acuerdo a la concentración exhibió el siguiente orden:Fe>Zn>Mn>Ni>Cr≥Cu>Ni (Cd y Pb <LDM). En base al GLM, en general, para los metales no se observaron diferencias entre sitios (p>0.05), pero si entre las clases, donde las primeras presentaron mayores concentraciones de metales.En cuanto a las especies, *M. furnierii*, presentó las mayores concentraciones de metales, seguida de *C. guatupuca*, y en algunos casos, como el Cu, Fe y Ni de *M. schmitti*. De acuerdo al análisis de las interacciones

sitio*clase para cada especie, se observaron diferencias significativas en las primeras clases de *C. guatupuca*y *M. furnierii* para el caso del Zn, Mn, Cu y Fe; y en *M. schmitti* también se registró la misma tendencia para el caso del Mn y Cu ($p < 0.05$). Por lo tanto, el aumento de las concentraciones con las clases (alometría), no se observó en los ejemplares de peces capturados. Al respecto, La Colla *et al*. (2018) también observaron que las tallas más pequeñas de peces del EBB presentaron mayores valores de metales en músculo, por lo cual nuestros resultados coinciden con estas observaciones. En cuanto a la posibilidad de riesgo por consumo, los valores obtenidos en el músculo de los peces se encontraron dentro de los límites propuestos por el SENASA, a excepción de ciertos valores de Cr en las primeras clases de *M. schmitti* que no suele ser consumida. Por lo tanto, probablemente no exista peligro de exposición por consumo, aunque podrían darse exposiciones por consumo crónicas, por lo que los metales en peces deben continuar siendo monitoreadas. En el caso de los invertebrados, *N. granulata* presentó concentraciones de metales en el siguiente orden Cu≥Fe>Zn>Mn>Ni>Cd>Cr (Pb <LDM). Mientras *P. muellerii*,las concentraciones fueron: Fe>Zn>Cu>Mn>Cr>Ni (Cd y Pb <LDM), y los langostinos no presentaron diferencias entre los sitios, a excepción del Zn que fue mayor en CV. Para los langostinos valores de metales obtenidos resultaron ser bajos e incluso no resultarían en potencial daño de consumo para los seres humanos de acuerdo al Código Alimentario Argentino (2019). Finalmente, los valores de FABS indicaron una posible bioacumulación del Cu y Zn en los cangrejos a partir de los sedimentos, y sólo del Cu en los langostinos (FABS≥1); mientras que en los peces todos los valores se encontraron <1, indicando que aunque estas especies son bentófagas, probablemente no bioacumulen metales de los sedimentos. El FBM que fue aplicado a todas las clases de gatuzo y a partir de las clases III en corvina y pescadilla, indicó los metales de los cangrejos no fueron biomagnificadod en el tejido de los peces (aunque pueden haber sido bioacumulados), y el mismo patrón se observó en el caso de los langostinos, excepto el Cr en CV (FBM ≥ 1).

Sitio	Clase (peces e invertebrados)	Matriz y especie	Cd	Pb	Zn	Mn	Cu	Fe	Cr
CE	Adulto	*M. schmitti*	<LDM	0.70	1.42	0.08	0.17	2.96	0.10
	II	*C. guatupuca*	<LDM	<LDM	4.17	0.37	0.19	3.99	0.35
		M. furnierii	<LDM	<LDM	8.84	1.40	0.32	7.49	0.42
		M. schmitti	<LDM	<LDM	2.83	0.13	0.15	4.79	0.11
	III	*C. guatupuca*	<LDM	<LDM	3.54	0.13	0.15	3.16	0.16
		M. furnierii	<LDM	<LDM	5.07	0.55	0.30	9.18	0.45
		M. schmitti	<LDM	<LDM	2.36	0.14	0.14	9.06	0.15
CV	Adulto	*C. guatupuca*	<LDM	<LDM	2.17	0.09	0.13	4.20	0.29
		M. furnierii	<LDM	0.63	1.85	0.09	0.20	4.94	0.24
	I	*M. schmitti*	<LDM	5.95	2.17	0.19	0.34	8.89	0.53

	II	*C. guatupuca*	<LDM	<LDM	5.72	0.69	0.29	12.69	0.98
		M. furnierii	<LDM	0.64	10.24	1.81	0.44	24.94	0.62
		M. schmitti	<LDM	<LDM	1.83	0.21	0.20	8.92	0.79
	III	*C. guatupuca*	<LDM	<LDM	4.31	0.33	0.25	8.14	0.56
		M. furnierii	<LDM	<LDM	5.13	0.52	0.30	9.41	0.62
		M. schmitti	<LDM	<LDM	1.68	0.18	0.13	7.28	0.69
CE	Adultos	*N. granulata*	2.06	0.67	63.69	44.69	374.22	319.12	0.91
		P. muellerii	<LDM	<LDM	35.54	4.22	27.53	172.47	0.10
		Sedimentos	<LDM	12.28	40.75	nd	5.08	nd	367.09
CV	Adulto	*P. muellerii*	<LDM	<LDM	41.25	4.39	26.24	167.41	0.02
		Sedimentos	0.14	9.30	55.00	nd	24.25	nd	13.75

Tabla I. Concentraciones medias de metales (µg g^{-1}) en las matrices estudiadas por sitio. Abreviación: LDM: límite de detección del método, nd: no determinado

4. Conclusiones

Este trabajo representa una primera aproximación a las concentraciones de metales en múltiples matrices del EBB y al estudio de bioacumulación de metales a través de los sedimentos. A su vez, se estudió por primera vez la biomagnificación de los metales en el tejido de los peces a través de la incorporación de langostinos y cangrejos como presas. Nuestros resultados indicaron una posible bioacumulación del Cu y Zn en los cangrejos, y que, probablemente, los metales de las presas no sean biomagnificados en el tejido de los peces, aunque pueden ser bioacumulados. A su vez, el músculo de los peces no resulta un tejido de relevancia toxicológica como el hígado. Por lo cual, futuros estudios que refieran a la biomagnificación en peces, deberán incorporar otros órganos e items presa, así como el estudio de isótopos estables de C/N para obtener conclusiones más precisas.

Referencias bibliográficas

Buzzi NS, Oliva AL, Arias AH, Marcovecchio JE. 2017. Assessment of trace metal accumulation in native mussels (*Brachidontes rodriguezii*) from a South American temperate estuary. *Environmental Science and Pollution Research.* 24(18): 15781–15793.

La Colla NS, Botté SE, Marcovecchio JE. 2018. Metals in coastal zones impacted with urban and industrial wastes: Insights on the metal accumulation pattern in fish species. *Journal of Marine Systems.* 181: 53–62.

Truchet DM, Buzzi NS, Negrin VL, Botté SE, Marcovecchio JE. 2022. First long-term assessment of metals and associated ecological risk in subtidal sediments of a human-impacted SW Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin* 174: 113235.

Código Alimentario Argentino. 2019. Disponible en: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/capitulo_vi_carneosactualiz_2019-2_.pdf (visto por última vez 22/7/2022)

Aptitud para riego y consumo humano del recurso hídrico subterráneo en el partido de Bahía Blanca

Martín ESPÓSITO[a*] y Sandra FERNÁNDEZ[b]

[a]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
[b] Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: mesposito@uns.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuático

Resumen

Debido a la frecuencia e intensidad de las sequías de los últimos años en el partido de Bahía Blanca, se ha impulsado el uso del agua subterránea en proyectos de regadío y para el consumo humano, práctica que implica riesgo a raíz de la adición de sales a los suelos comprometiendo el desarrollo agrícola sustentable y a la exposición de los habitantes rurales y periurbanos al As. El objetivo de este estudio es determinar la aptitud del recurso hídrico subterráneo utilizado para riego y evaluar el riesgo potencial en la población causado por efecto tóxico del As. Para evaluar la calidad química del agua de riego se utilizó la clasificación de Riverside y los modelos de la USEPA a fín de determinar el riesgo sanitario (ARS) ocasionado por el As en el agua de consumo. Las perforaciones situadas en el sur del partido, presentaron las concentraciones de sales y sodio más altas, donde el recurso hídrico no es recomendable para riego (C5S4) a diferencia de los otros sectores. De acuerdo al As, el agua subterránea se presenta como un potencial de riesgo para la salud humana en la mayor parte de la superficie.

Palabras clave: calidad de agua; riego; consumo humano; arsénico.

1. Introducción

El sudoeste de la provincia de Buenos Aires comprende, entre otros, el partido de Bahía Blanca que se extiende en la transición de la planicie pampeana-patagónica. Este ambiente de llanura, evoluciona desde el piedemonte de las Sierras Australes hasta la Costa Atlántica, donde se desarrollan las principales cuencas de los arroyos Sauce Chico (extremo oeste), Napostá Grande (sector central) y Sauce Grande (extremo este), que atraviesan el partido de norte a sur para evacuar los excesos hídricos en la costa atlántica (Amiotti *et al*., 2010).

Debido a la frecuencia e intensidad de las sequías, ocurridas desde hace varios años por el cambio climático, se ha impulsado el uso del agua subterránea para consumo humano y la implementación de técnicas modernas de riego (SAGPyA-PROSAP, 1997; Scian, 2010).

Una elevada conductividad eléctrica (CE) en las aguas para riegoafecta el desarrollo de los cultivos y provoca la salinizaciónde los suelos (Ayers y Westcot, 1976; Genova *et al*., 2012). Las aguas sódicas con alta Relación de Absorción de Sodio (RAS) producen la dispersión de los coloides en el suelo y por ende una disminución en la infiltración del agua, situación que interfiere en el crecimiento de los cultivos (Peinemann, 1997; Levy, 2000).

En estos últimos años, se incrementó la utilización del recurso hídrico subterráneo destinado al consumo humano, en la totalidad del partido de Bahía Blanca, donde el 80% del recurso se encuentra afectado por la presencia de As, dejando un importante porcentaje de habitantes expuestos a elevados tenores del ion (Paoloni *et al.,* 2010).

El objetivo de este estudio es determinar la aptitud del recurso hídrico subterráneo utilizado para riego y evaluar el riesgo potencial en la población causado por el efecto tóxico del As, cuando el agua es empleada para consumo y por el contacto dérmico, a fin de delimitar los sectores más comprometidos.

2. Materiales y Métodos

Se realizaron 63 muestreos de perforaciones distribuidas en el partido de Bahía Blanca durante una estación invernal de escasas precipitaciones. Las muestras destinadas a la cuantificación de As fueron preservadas con ácido nítrico (HNO3) (Merck ultrapur al 0.5%) y determinadas junto a Ca, Mg y Na con un espectrómetro de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) (Shimadzu 9000 simultáneo de alta resolución), bajo la norma EPA 200.7 (LANAQUI, CERZOS-CONICET/UNS). La cuantificación de la CE (dS/m) se efectuó mediante un conductímetro Hanna empleando un electrodo específico.

La aptitud del agua para riego en función de la salinidad y sodicidad, se estableció aplicando la clasificación propuesta por Riverside, que califica el recurso hídrico en 6 clases diferentes según la conductividad eléctrica y 4 clases de acuerdo al RAS.

La aptitud del agua para consumo humano se evaluó considerando los valores guías establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011 - As 0.01 mg/l) y aplicando una análisis de riesgo sanitario (ARS) de acuerdo a los modelos de la USEPA.Estas herramientas, utilizadas en la toma de decisiones, estiman el nivel potencial de peligro para un receptor humano, por la ingesta o contacto dérmico de una sustancia química presente en el ambiente (National Research Council, 1983). El riesgo es función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y de la magnitud de la exposición del individuo al contaminante, lo que depende de la concentración, de la dosis y de la frecuencia de la ingesta (United States Environmental Protection Agency, 1989). La dosis umbral toxicológica para efectos crónicos utilizada es la dosis de referencia oral (RfD) y dérmica (RfDD). La RfD y la RfDD para As es de 3.00 10-4 y 1.24 10-4 mg/L/d, respectivamente. Los índices de riesgo ocasionados por el As, a través de la ingesta (Ri) y el contacto dérmico (Rc) del agua, se calculan con las ecuaciones 1 y 2 respectivamente:

$$Ri = \frac{ADDI}{RfD} \quad (1)$$

$$Rc = \frac{ADDC}{RfDD} \quad (2)$$

Donde: *ADDI*: Dosis Diaria Promedio por Ingesta (mg/kg/día); *ADDC*: Dosis Diaria Promedio por Contacto Dérmico (mg/kg/día).

Con valores de Ri y Rc mayores o iguales a 1 entonces el riesgo es significativo.

3. Resultados y Discusión

Los resultados máximos y mínimos de los parámetros analizados del recurso hídrico subterráneo y los índices de riesgo ocasionados por el As, a través de la ingesta (Ri) y el contacto dérmico (Rc) del agua se muestran en la Tabla I.

	Cuenca Sauce Chico		Cuenca Napostá Grande		Cuenca Sauce Grande	
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
CE (dS/m)	5.40	1.90	3.50	0.80	1.10	0.36
RAS	18.30	4.20	13.70	3.70	14.10	4.30
As (mg/l)	0.24	0.08	0.300	0.030	0.120	0.010
Ri	22.86	7.62	28.57	2.86	11.43	0.95
Rc	0.128	0.043	0.160	0.016	0.064	0.005

Tabla I. Resultados de los análisis de las aguas subterráneas

Las magnitudes mínimas de sales se correspondieron con los sitios de muestreo ubicados en el norte del partido. Según Riverside, el recurso hídrico subterráneo en este sector, califica con alta salinidad (Clase C3), pero puede utilizarse en suelos cuyo drenaje sea eficiente y seleccionando especies vegetales tolerantes. Los contenidos de sodio (RAS), indican que las aguas son de Clase S1, aptas para riego.

Por lo contrario, las perforaciones situadas en el sur del partido presentaron las concentraciones de sales y sodio más elevadas. De acuerdo a estos dos parámetros, el recurso hídrico de la cuenca inferior del río Sauce Chico es el más limitado para fines de riego (C5S4), donde no sería recomendable su utilización en las perforaciones que presentan valores muy similares a los máximos expresados en la Tabla I.

Estos valores se atenúan en la cuenca inferior del arroyo Napostá (C4S3), donde el agua se podría utilizar en suelos bien drenados y aplicando láminas de riego en excesos para provocar el lixiviado de las sales. En el río Sauce Grande se encontraron las mejores aptitudes del recurso para riego (C3S3).

Las concentraciones mínimas de As encontradas en el partido alcanzan y superan el límite establecido por la OMS cuando el recurso hídrico subterráneo es utilizado para consumo humano. Por tal motivo, el índice de riesgo ocasionado por el As, a través de la ingesta del agua resulta de alto riesgo para la salud humanasolamente con los valores mínimos (7.62 y 2.86) de las cuencas inferiores de Sauce Chico y Napostá Grande, excepto para la concentración mínima de algunas perforaciones ubicadas en la cuenca del Sauce Grande.

Por el contrario, las muestras de agua subterránea no presentan ningún tipo de riesgo por contacto dérmico (Figura 1).

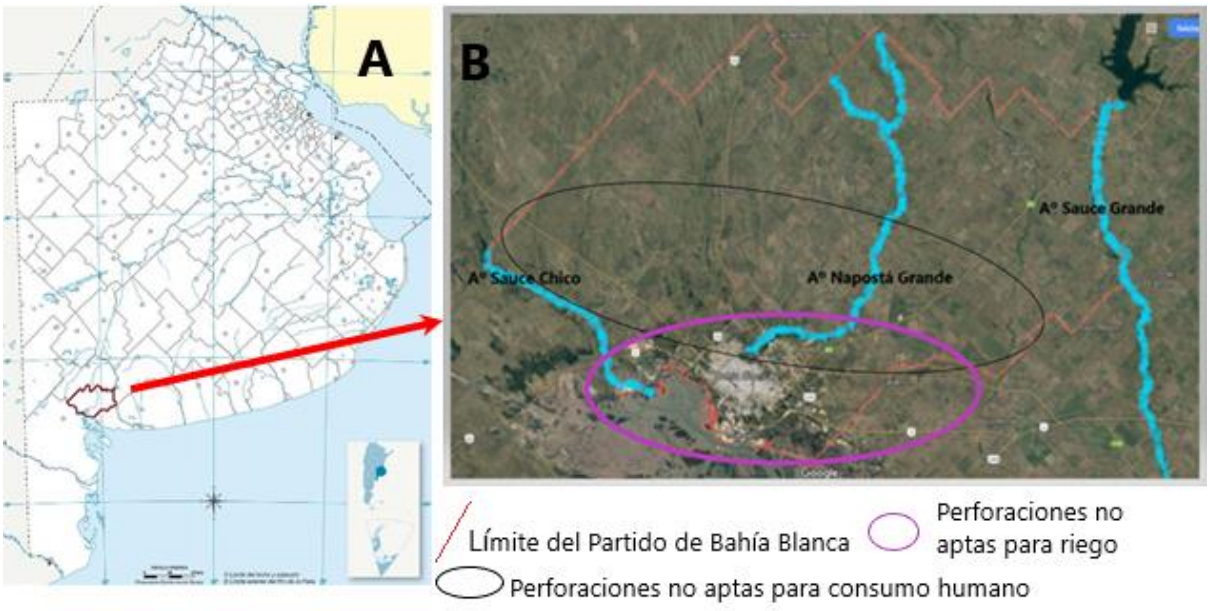


Figura 1. A – Ubicación del partido de Bahía Blanca en la provincia de Buenos Aires. B – Aptitud de agua de las perforaciones analizadas. Fuentes: Google Earth y https://www.ign.gob.ar/AreaServicios/Descargas/MapasEscolares

4. Conclusiones

El recurso hídrico subterráneo puede utilizarse en proyectos agrícolas de regadío en casi todo el partido de Bahía Blanca, siempre y cuando se utilice en suelos con alta capacidad de drenaje, que permitan el lixiviado (lavado) y se seleccionen cultivos en función de la tolerancia a los niveles de sales. Adicionalmente, se deben considerar los parámetros edáficos como el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y si es necesario, la incorporación de yeso como práctica correctiva.

El recurso hídrico subterráneo no resulta apto para su utilización en riego en algunas perforaciones puntuales ubicadas en el sur del partido, sobre las cuencas inferiores de los ríos Sauce Chico y Napostá Grande. Su utilización conducirá al deterioro progresivo de los suelos y a la consecuente disminución del rendimiento de los cultivos, este fenómeno se intensifica en los períodos de sequía cuando se concentran las sales.

El agua subterránea no es apta para consumo humano en la mayoría del partido Bahía Blanca por la presencia de As. Los lugares más comprometidos se encuentran en el sector Sur-sudoeste, notablemente impuesto por la dirección del flujo de agua hacia el borde oceánico que transcurre en el sector inferior de las cuencas, aledaño a las desembocaduras. El recurso hídrico subterráneo no presenta ningún tipo de riesgo por contacto dérmico.

Referencias bibliográficas

Amiotti N, Blanco Mdel C, Schmidt E y Díaz S. 2010. Capítulo. Variabilidad espacial de los suelos y su relación con el paisaje. En: Paoloni J. *Ambientes y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: Clima, Geomorfología, Suelos y Aguas (Sudoeste de la provincia de Buenos Aires).* Ed. EdiUNS. Bahía Blanca. Págs.129-173.

Ayers R y Westcot D. 1976. Calidad de agua para la agricultura. Estudio FAO: Riego y drenaje. Roma (29). 85 págs.

Génova L. 2012. *Calidad del agua subterránea para riego complementario en la Pampa Húmeda*. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata (2011) Vol 110 (2): 63-81.

Levy G. 2000. Sodicity. En: Sumner M. (Ed.). *Handbook of Soil Science*, CRC Press , Boca Raton, FL.Págs. 27-55.

OMS. Organización Mundial de la Salud. 2011.*Guías para la calidad del agua potable*. 4ta edición, 564 págs.

Paoloni J, Sequeira M, Espósito M.2010. Capítulo IV: Los recursos hídricos - evaluación de la calidad. En: Paoloni J. *Ambientes y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: Clima, Geomorfología, Suelos y Aguas (Sudoeste de la provincia de Buenos Aires).* Ed. EdiUNS. Bahía Blanca.Págs. 177-219.

Peinemann N. 1997. *Formación, clasificación, manejo y recuperación de suelos salinos y sódicos con anexo de datos del sur de la Llanura Pampeana*. Ediciones Sur. La Plata, Argentina. 110 págs.

Scian B. 2010. Cap. I. Clima-Bahía Blanca y sudoeste bonaerense. En: Paoloni J. *Ambientes y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: Clima, Geomorfología, Suelos y Aguas (Sudoeste de la provincia de Buenos Aires).* Ed. EdiUNS. Bahía Blanca. Págs.29-87.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación)-PROSAP (Programa de Servicios Agrícolas Provinciales). 1997. *Incorporación del riego complementario a los sistemas productivos sustentables de granos y forrajeras de la región pampeana, documentos y anexos.* Buenos Aires, Argentina. 110 págs.

National Research Council (NRC-1983). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. National Academic Press. Washington DC. 191 págs.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Human Health Evaluation Manual* (Part A). Washington D.C. Vol.1, 291 págs.

Evaluación fisicoquímica de muestras de agua del lago Soldati (Ciudad Autónoma de Buenos Aires)

María Gimena PAREDES[a*], Yanina Susana MINABERRY[b], Renata Julia MENÉNDEZ-HELMAN[c] y Gisela KRISTOFF[a]

[a] Laboratorio de Evaluación Ecotoxicológica del Agua: Invertebrados Nativos y otros Modelos, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[b] Laboratorio de Análisis de Trazas y Materiales. Departamento de Química Inorgánica, Analítica y Química Física. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[c] Laboratorio de Enzimología, Estrés Oxidativo y Metabolismo, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail:paredes.gimena@gmail.com

Eje temático: monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

Los lagos urbanos forman parte de la ecología urbana, cumplen diversas funciones como mejorar la calidad de vida, mitigan el clima urbano, son el refugio de muchas especies y proveen actividades recreativas y educacionales. Pero la ubicación de éstos los hace más vulnerables a las actividades humanas. El lago Soldati es un lago urbano artificial ubicado al sur de la ciudad de Buenos Aires y cumple funciones de regulación en la zona de influencia de Villa Soldati para evitar inundaciones. En este trabajo se evaluaron parámetros fisicoquímicos del agua de 2 sitios del lago Soldati (S1: cerca de uno de los conductos que conectan al lago con el arroyo Cildañez y S2: donde se observa abundante vegetación acuática).Se midió *in situ* la temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica(CE),oxígeno disuelto (OD) y en el laboratorio la alcalinidad total, dureza total, turbidez, nitrato, nitrito, amonio, fosfato, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, Fe, Cu, Hg y As. Los resultados se compararon con los niveles guía establecidos por la Ley N° 24051 de Residuos Peligrosos y por la Resolución 283/19ACUMAR para la protección de la vida acuática. El agua de S1 superó los niveles guía de pH, amonio y Pb. Además, presentó valores elevados de OD y fosfato. Por otro lado, la concentración de amonio y Cd en S2 se encontró por encima de los niveles guía y también se encontraron concentraciones altas de fosfato que, al igual que en S1 superan los niveles guía para fósforo total. El agua de S1 podría recibir de forma directa los contaminantes provenientes del arroyo Cildañez, lo que es consistente con algunos valores de los parámetros fisicoquímicos.

Palabras clave: contaminación acuática; cuenca Matanza-Riachuelo; lago urbano

1. Introducción

Los lagos urbanos forman parte de la ecología urbana, cumplen diversas funciones como mejorar la calidad de vida, mitigan el clima urbano, son el refugio de muchas especies y proveen actividades recreativas y educacionales. Pero la ubicación de éstos los hace más vulnerables a las actividades humanas (Mancini *et al.,* 2012). Por lo general reciben agua de la escorrentía superficial de grandes áreas urbanas, de desagües pluviales, entre otras. Esto trae como

consecuencia un aumento de nutrientes y contaminación orgánica afectando la calidad del agua (Naselli-Flores, 2008). La evaluación de parámetros fisicoquímicos en el agua es de gran relevancia debido a que pueden estar afectados por procesos de contaminación y sirven como complemento en el estudio de respuestas de distintas especies a los contaminantes (Sabatini *et al.,* 2016; Gordey Jadhav,2013).

El lago Soldati es un lago artificial urbano que se ubica al sur de la ciudad de Buenos Aires y forma parte de la cuenca baja Matanza-Riachuelo y en parte de su ribera nordeste se encuentra el barrio "Los Piletones". Posee una superficie de 23 ha y está conectado por cuatro conductos al arroyo Cildañez. Cumple funciones de regulación en la zona de influencia de Villa Soldati para evitar las inundaciones (Ratto *et al*., 2006). Se han reportado valores bajos de oxígeno disuelto (OD) y valores altos de nutrientes, metales y bacterias en el arroyo Cildañez (ACUMAR, 2018). Es necesario realizar monitoreos que permitan determinar la calidad ambiental y del riesgo de contaminación para la salud humana y de otras especies. El objetivo de este trabajo fue evaluar distintos parámetros fisicoquímicos de dos sitios del lago Soldati.

2. Materiales y Métodos

2.1. Muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos

Se realizó un muestreo en diciembre 2021 y se seleccionaron 2 sitios (S1: 34°39'46.7" S; 58°27'32.9" O), cerca de una de las compuertas que conectan al lago con el arroyo Cildañez; S2: 34°39'36.5" S; 58°27'41.6" O, donde se observa abundante vegetación acuática) (Figura 1). Se tomaron 2 muestras de agua para las determinaciones fisicoquímicas que fueron transportadas refrigeradas al laboratorio. Los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* fueron: temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto con sensores de campo previamente calibrados (sensor de pH y conductividad Ohaus ST20M-B; oxímetro Milwaukee MW600). En el laboratorio se determinó alcalinidad y dureza totales utilizando técnicas titulométricas, la concentración de nitrato, nitrito, amonio y fosfato mediante técnicas analíticas colorimétricas y para la determinación de la turbidez se utilizó un turbidímetro. Los metales se determinaron mediante espectrometría de absorción atómica con atomización en horno de grafito (GFAAS, Shimadzu 6800, Kyoto, Japón) para Cd, Cr, Ni y Pb, espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, Shimadzu 6700, Kyoto, Japón) para Zn, Fe y Cu e ICP-MS (Agilent ICP MS 7900, California, EE. UU.) para Hg y As. Límite de cuantificación: Cd=0.03 μgL^{-1}. Cr= 0.37 μgL^{-1}. Ni= 1.33 μgL^{-1}. Pb= 0.16 μgL^{-1}. Zn=0.01 mgL^{-1}. Fe=0.11 mgL^{-1}.Cu=0.01mgL^{-1}. Hg=0.16μgL^{-1}.As=0.5 μgL^{-1}.Las muestras para metales se acidificaron previamente con ácido nítrico de alta pureza a pH <2 y para la determinación de alcalinidad total, nutrientes y metales fueron filtradas con membranas de acetato de celulosa de tamaño de poro de 0.45micrones (APHA, 1998).

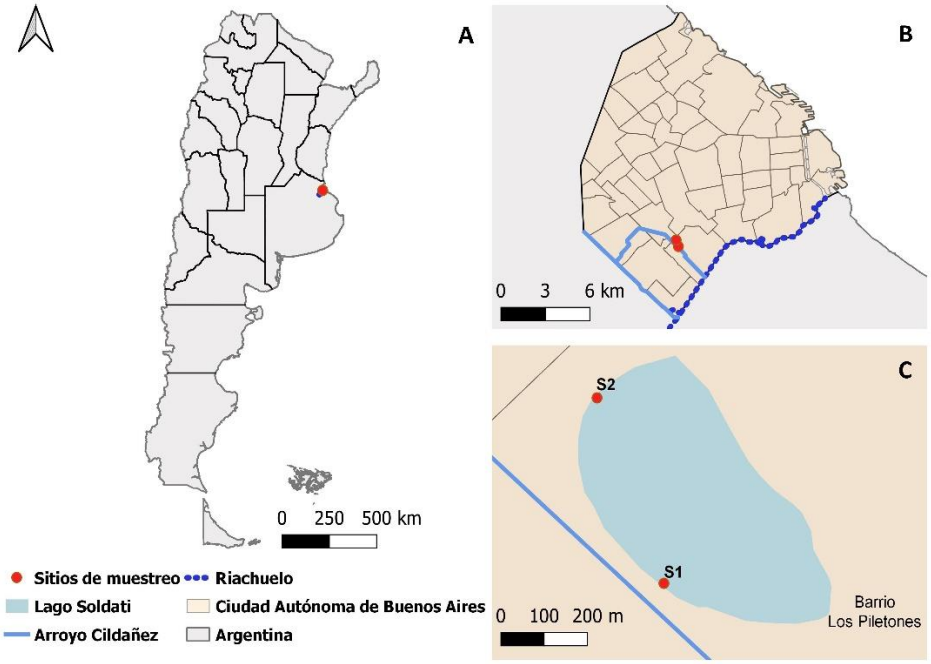


Figura 1. Descripción del área de estudio. A) Argentina. B) Ciudad autónoma de Buenos Aires. C) Lago Soldati

3. Resultados y Discusión

3.1. Parámetros fisicoquímicos

La evaluación de la calidad de las aguas dulces superficiales en Argentina está considerada por la Ley n° 24051 de Residuos Peligrosos (1993) y por la Resolución 283/19 ACUMAR (ACUMAR, 2019) que contempla los cuerpos de agua de la cuenca Matanza- Riachuelo. Estas normativas establecen niveles guía para la protección de la vida acuática y uso recreativo con contacto directo. En este trabajo el valor de pH en S1 estuvo por encima del nivel guía establecido por la Res N° 283/19 ACUMAR (entre 6 y 9) (ACUMAR, 2019). La concentración de nitrito en S1 y amonio en S1 y S2 se encontraron por encima de los niveles guía establecidos por la Ley de Residuos Peligrosos 24051(1993) (< 0.06 mgL^{-1} para nitrito y <1.37 mgL^{-1} para amonio). Con respecto a la concentración de fosfato se observaron valores elevados en los 2 sitios, con un máximo de 4.3 mgL^{-1} (equivalente a 1.4 mgL^{-1} PO4- P) en S1, superando el nivel guía establecido por la Res N° 283/19 ACUMAR para fósforo total de 0.01 mgL^{-1} PO4-P (ACUMAR, 2019). Los efectos ecológicos adversos asociados con el enriquecimiento de nutrientes incluyen disminución en los valores de OD. Sin embargo, el OD en el lago alcanzó valores altos en S1. En general, las aguas superficiales no contaminadas contienen entre 7 y 14 mgL^{-1} de OD, aunque en situaciones de alta productividad primaria pueden registrarse valores de sobresaturación (Conde y Gorga, 1999). Se han reportado valores similares de OD y pH alcalino en otros lagos de la Provincia de Buenos Aires, asociados a altos niveles de nutrientes conductividad y turbidez (Paredes *et al.,* 2022; Sánchez *et al.,* 2021). Los niveles de Pb en S1 y de Cd en S2 superaron los niveles guía de la Ley N° 24051 de Residuos Peligrosos (1993) (1 μgL^{-1} para Pb y 0,2 μgL^{-1} para Cd) y por la Res. 283/19 ACUMAR (1 μgL^{-1} para Pb y 2 μgL^{-1}

para Cd) (ACUMAR, 2019).

Parámetros	Unidad	S1			S2		
		(Promedio ± DE)			(Promedio ± DE)		
CE	μScm^{-1}	715.50	±	14.85	770.90	±	62.37
pH	-	9.14	±	0.05	7.58	±	0.06
Temperatura	°C	27.00	±	0.14	27.70	±	0.71
OD	mgL^{-1}	19.30	±	0.28	6.20	±	0.00

Tabla I. Parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* en el lago Soldati

Parámetros	Unidad	S1	S2
Alcalinidad total	$mgCaCO_3L^{-1}$	136	154
Amonio(NH_4^-)	mgL^{-1}	2.1	2.7
Nitrito(NO_2^-)	mgL^{-1}	0.063	0.006
Nitrato(NO_3^-)	mgL^{-1}	0.9	0.7
Dureza total	$mgCaCO_3L^{-1}$	109	116
Turbidez	NTU	185	104
Fosfato(PO_4^{-3})	mgL^{-1}	4.3	3.9
Cd	μgL^{-1}	0.098±0.01	1.5±0.1
Cr	μgL^{-1}	<LC	<LC
Ni	μgL^{-1}	<LC	<LC
Pb	μgL^{-1}	1.67±0,1	0.81±0.06
Hg	μgL^{-1}	<LC	<LC
As	μgL^{-1}	4.9±0,2	4.1±0.2
Zn	mgL^{-1}	0.048±0.004	<LC
Fe	mgL^{-1}	<LC	<LC
Cu	mgL^{-1}	<LC	<LC

Tabla II. Parámetros fisicoquímicos medidos en muestras de agua del lago Soldati. LC (límite de cuantificación)

4. Conclusiones

El agua del lago Soldati presentó valores de algunos parámetros fisicoquímicos que se encontraron por fuera de los niveles guía establecidos por diferentes organismos para la protección de la vida acuática y uso recreativo con contacto directo.

Evaluar la calidad del agua del lago Soldati permitió obtener información relevante dado que existen pocos estudios previos en este lago.

Agradecimientos: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, PUE-CONICET (IQUIBICEN), Universidad de Buenos Aires por los subsidios otorgados, Plan Hidráulico de la Ciudad de Buenos Aires y a la Agencia de Protección Ambiental Ciudad de Buenos Aires.

Referencias bibliográficas

ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo). 2019. Resolución 283/2019.Valores de parámetros asociados a los usos para las aguas superficiales en la cuenca Matanza-Riachuelo Argentina. https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-283-2019-334281/texto

ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo). 2018. Informes Calidad de Agua. https://www.acumar.gob.ar/monitoreo-ambiental/informes/

APHA .1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20thEdition, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation, Washington DC.

Conde D y Gorga J. 1999. Gases disueltos. En: Arocena, R. y Conde, D. (Eds.) *Métodos en ecología de aguas continentales*. Universidad de la República - Facultad de Ciencias. Montevideo, República Oriental del Uruguay. Págs.34-43

Gorde SP y Jadhav MV. 2013. Assessment of water quality parameters: a review. *Eng Res Appl*, 3(6),2029-2035.

Ley N° 24051 de Residuos Peligrosos. Niveles guía para la protección de la vidaacuática.8deenerode1992.http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/0-4999/450/texact.htm

Mancini M, Crichigno S, Ortiz M, Haro JG. 2012. Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dálcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 27:175-189

Naselli-Flores L. 2008. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. In: Proceedings of Taal 2007: The12thWorldLake Conference1333-1337

Paredes, MG, Bianco, KA, Menéndez-Helman, RJ, Kristoff, G. 2022. Aquatic contamination in Lugano Lake (Lugano Lake Ecological Reserve, Buenos Aires, Argentina) causes negative effects on the reproduction and juvenile survival of the native gastropod*Biomphalariastraminea.FrontiersinPhysiology*,13,954868. https://doi:10.3389/fphys2022.95486

Ratto S, Marbán L, González M y Giuffré L. 2006. Calidad de suelos en áreas urbanas de la ciudad de Buenos Aires. El caso del Parque Indoamericano. *Revista de la Facultad de Agronomía, UBA*, 26-1.

Sabatini SE, Ruíz MD, Calcagno, JA. 2016. Los indicadores de la contaminación de las aguas monitoreo químico y biomonitoreo; Fundación de Historia Natural Félix de Azara; *Azara*;4;1-2016;32-37

Sánchez ML, Schiaffino MR, Graziano M, Huber P, Lagomarsino L, Minotti P, Zagarese H, Izaguirre, I. 2021. Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquat Ecol*55,417–435

Efectos de la exclusión ganadera sobre vegetación y suelos ribereños y flujo de dióxido de carbono en un arroyo temporario

Claudia FEIJOÓ[ab*], Martín RODRÍGUEZ MORCELLE[a], Julieta ANSELMO[ac], Bruno LUS[a], María Laura MESSETTA[a], Eduardo ZUNINO[a], Laura GABUCCI[a] y Adonis GIORGI[ab]

[a]Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu) – Departamento de Ciencias Básicas, UNLu, Luján.
[b] CONICET
[c] CIC, Buenos Aires
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: clasife@yahoo.com.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

En este estudio se analiza el efecto de la restauración pasiva en un tramo temporario de un arroyo pampeano impactado por la actividad ganadera y la invasión de acacia negra en las riberas. Se establecieron 4 transectas en la zona ribereña del tramo, en las que se midierondiversas características del suelo (pH, conductividad, densidad aparente, y contenido de humedad, materia orgánica y materia inorgánica) y los flujos de CO_2. Asimismo se registraron las especies vegetales presentes en las transectas. El tramo fue muestreado antes y después de retirar al ganado del tramo a lo largo de un 9 meses.
Luego de la exclusión ganadera, no se detectaron cambios en las características del suelo ribereño (con excepción del pH), ni en los flujos de CO_2. Por otra parte, se observó un incremento en el número de especies vegetales y en la proporción de las especies autóctonas en las transectas estudiadas.
Los resultados indican que el principal efecto de la restauración pasiva del tramo durante los primeros meses es el aumento del número de especies vegetales (en especial, de las especies nativas). Sin embargo, resulta necesario continuar con el monitoreo para determinar si se producen otros efectos e implementar, si es necesario, acciones de restauración activa.

Palabras clave: restauración; biodiversidad; especies nativas

1. Introducción

En los últimos años, se ha producido en la región pampeana un proceso de intensificación agrícola que está ocasionando un impacto creciente sobre los sistemas fluviales. Además del uso de suelo, otro estresor importante es la invasión de especies exóticas en las áreas ribereñas, que altera la estructura de la comunidades acuáticas (Vilches *et al.*, 2020). Esto lleva a la necesidad de encarar acciones de restauración para recuperar los arroyos impactados. La restauración pasiva consiste en eliminar o reducir las perturbación antrópica, permitiendo al sistema recuperarse a través de su dinámica intrínseca, y es recomendada como paso inicial del proceso de restauración (Feijoó, 2021).

En este estudio se examina el efecto de la restauración pasiva sobre un arroyo pampeano temporario impactado por la ganadería y la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) en las riberas. Para ello, se analizan los cambios en las características del suelo, la

composición específica de la vegetación y los flujos de dióxido de carbono (CO_2) a lo largo de 8 meses de exclusión del ganado en las riberas del arroyo.Es de esperar que el retiro del ganado reduzca la compactación del suelo, aumente la conexión del cauce con el freático (incrementando la humedad de los sedimentos), favorezca el desarrollo de la vegetación y aumente las emisiones de CO_2 (Feijoó, 2021; Keller *et al.*, 2020).

2. Materiales y Métodos

El estudio se realizó en un tramo de 250 m de longitud, ubicado en la cabecera del arroyo Naveira, dentro del campo de la Universidad Nacional de Luján. Se realizaron muestreos cada 3 meses: uno antes de la exclusión del ganado (iniciada en octubre de 2021) y 3 muestreos luego de la exclusión. Se establecieron 4 transectas de 40 m de longitud en el tramo (T1, T2, T3 y T4), centradas en el cauce del arroyo. Para las estimas de las características del suelo y flujo de CO_2, se seleccionaron 2 sitios en cada transecta (uno al lado del arroyo y otro en la zona más alta de la transecta). En los sitios elegidos, se tomaron muestras de suelo con un corer y se midieron los flujos de CO_2 colocando una cámara transparente sobre el suelo, conectada a un analizador infrarrojo de gases. Se recolectó además la biomasa vegetal dentro de cada cámara para estimar el peso seco. En las muestras de suelo se estimó pH, conductividad, densidad aparente y contenido de humedad, materia orgánica e inorgánica (Keller *et al.,* 2020). Los flujos de CO_2 se estimaron siguiendo la metodología de Feijoó *et al.* (2022). A lo largo de cada transecta, se identificaron además las especies vegetales presentes, distinguiendo entre especies nativas y exóticas.

3. Resultados y Discusión

No se observaron tendencias claras de cambio en las características del suelo a excepción del pH, que mostró una disminución desde el inicio del muestreo (Figura 1.A). Es posible que los cambios en la mayoría de las variables esté asociada a la variación estacional, que sería másimportante que los efectos de la restauración pasiva.

En un estudio en el que se analizó el impacto de la restauración en las emisiones de CO_2 en la zona ribereña, se observó que las emisiones eran menores en tramos restaurados que en tramos no restaurados de arroyos agrícolas (Welsh *et al*., 2021). A diferencia de dicho estudio, hemos observado que los flujos de CO_2 de los suelos en general mostraban valores negativos (con excepción de la primavera), lo que indica que los sitios actuaron como sumideros de CO_2 la mayor parte del año (Figura 1.B).

En cuanto a la vegetación, en el tramo se registraron 143 especies, de las cuales 48% era nativas, 38% eran exóticas, 3% eran endémicas de Sudamerica y 11% no pudieron ser identificadas. A lo largo del estudio, se observó un aumento total de las especies presentes en todos los tramos, como así también un aumento de la proporción de especies autóctonas (Figura 2). Esos resultados indican unefecto positivo de la restauración al aumentar la riqueza

de especies vegetales y el rol que cumplen los tramos restaurados como refugio de especies nativas.

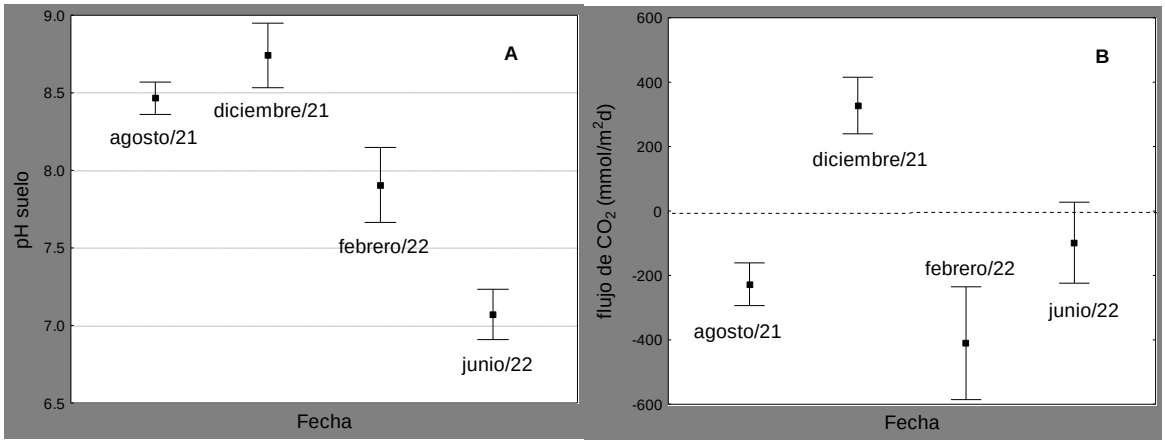


Figura 1. Variación del pH del suelo (A) y de los flujos de CO_2 (B) a lo largo del tiempo. Se representan los valores medios de todos los sitios (± ES). La exclusión ganadera se inició en octubre de 2021.

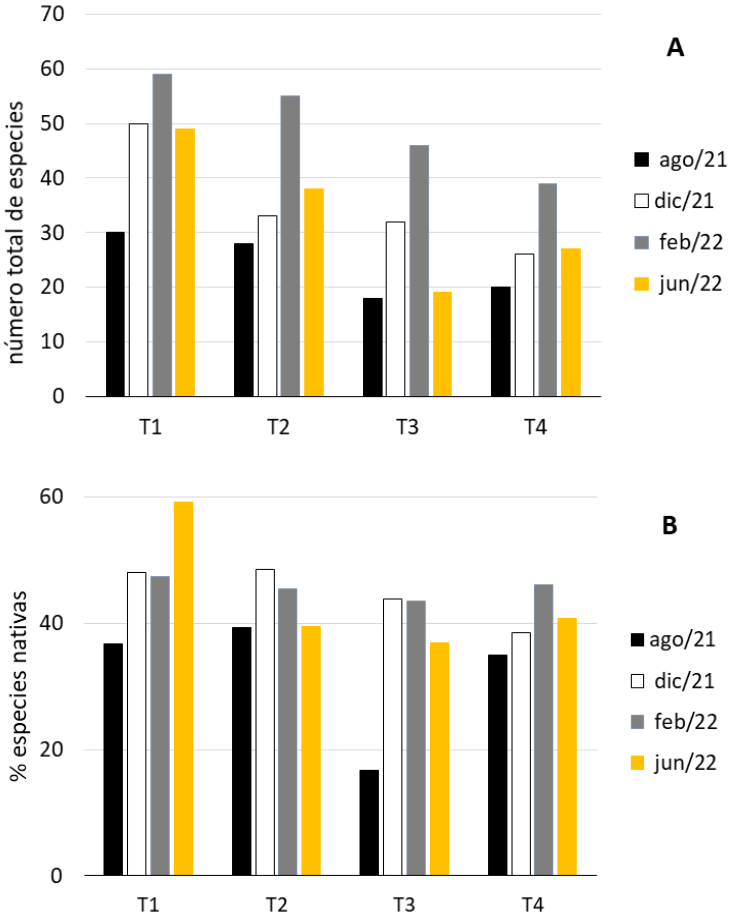


Figura 2. Número total de especies en cada transecta (T1 a T4) (A), y porcentaje de especies nativas (B), registradas en los diferentes muestreos. La exclusión ganadera se inició en octubre de 2021.

4. Conclusiones

Se reportan aquí los resultados de la primera etapa de un proceso de restauración pasiva en un tramo temporario de un arroyo pampeano. La exclusión del ganado no ha producido cambios detectables en las características de suelo (con excepción del pH), ni en los flujos de CO_2 del suelo ribereño en los primeros meses. Pero sí se ha observado un incremento del número de especies vegetales y de la proporción de especies nativas. Esto coincide con los resultados de un estudio anterior en un arroyo pampeano, en el que se reportó que durante el primer año de exclusión ganadera el principal efecto fue la recuperación de la cobertura vegetal (Giorgi *et al.*, 2014).

Estos resultados deben considerarse preliminares y es necesario continuar el monitoreo para poder distinguir el efecto de la restauración de la variación estacional. Por otra parte, en una segunda etapa será necesario complementar la exclusion ganadera con la eliminación de la acacia negra que está invadiendo el tramo. Tampoco se descartan otras medidas de restauración activa, como la siembra o introducción de especies nativas.

Agradecimientos: Al personal de CIDEPA (Agustín Scanatto, Gustavo Carullo, Gustavo Leiva y Luis Schirripa) por el manejo del ganado y colaborar en la erradicación de acacia negra. El plan de erradicación de acacia es desarrollado por Eduarfo Penon, Pilar Sobrero y Rojo y Pablo de Falco.

Referencias bibliográficas

Feijoó C (ed.). 2021. *Conservación, manejo y restauración de sistemas fluviales*. Libros del INEDES, Luján, Argentina.164 págs.

Feijoó C, Arroita M, Messetta ML Anselmo J, Rigacci L, von Schiller D. 2022. Patterns and controls of carbon dioxide concentration and fluxesat the air–water interface in South American lowland streams. *Aquatic Sciences*. 84:23.

Giorgi A, Rosso JJ, Zunino E. 2014. Efectos de la exclusión del ganadp sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática*. 30:133-140.

Keller PS, Catalán N, von Schiller D, Grossart H-P, Koschorreck M, *et al*. 2020. Global CO2 emissions from dry inland waters share common drivers across ecosystems. *Nature Communications.* 11:2126.

Vilches C, Torremorell AM, Rodríguez Castro MC, Giorgi A. 2020. Effects of the Invasion of Honey Locust (*Gleditsia triacanthos* L.)on Macrophytes and Algae of Pampean Streams (Argentina). *Wetlands.* 31:312-331

Welsh MK, Vidon PG, McMillan SK. 2021. Riparian seasonal water quality and greenhouse gasdynamics following stream restoration. *Biogeochemistry*. 156:453-474.

Determinación de coliformes y *Escherichia coli* para contribuir a evaluar la afectación antrópica en arroyos urbanos pampeanos

Alejandra KRÜGER[a,g*], Rosario BARRANQUERO[c,g], Juliana GONZÁLEZ[a,c,g], Bruno DIPARDO[c,f], José GONZÁLEZ CASTELAIN[d], Valentina ETCHEGARAY[e], Ignacio MASSON[d,f]

[a]Laboratorio de Inmunoquímica y Biotecnología, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN, CONICET-CICPBA-UNCPBA), Facultad de Ciencias Veterinarias (FCV), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Buenos Aires.
[b] Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales, Facultad de Ciencias Humanas (FCH), UNCPBA, Buenos Aires.
[c] Laboratorio de Microbiología de los Alimentos, FCV, UNCPBA, Buenos Aires.
[d] Instituto de Hidrología de Llanuras Dr. Eduardo Usunoff, UNCPBA, Buenos Aires
[e] FCH, UNCPBA.
[f] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)
[g] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas de Argentina (CONICET)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: akruger@vet.unicen.edu.ar.

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

Se planteó como objetivo de este trabajo determinar el contenido de coliformes y *Escherichia coli* (*E. coli*) en muestras de arroyos pampeanos y evaluar su contribución como indicadores de afectación antrópica. Se analizaron muestras en tres sitios de un arroyo de referencia, y en cuatro sitios de cada uno de los arroyos tomados como estudio de caso -preurbano, urbano, posturbano y de recuperación. Se observó que la situación bacteriológica en el sentido de la corriente de agua evoluciona de forma diferente en los tres arroyos. En el de referencia, los recuentos de indicadores no mostraron grandes diferencias en el sentido de movimiento del curso de agua. En el arroyo Del Azul, los coliformes aumentaron levemente de la cuenca alta al sitio preurbano y de manera muy marcada en el sitio posturbano, aunque disminuyeron por debajo del valor del sitio urbano en el punto tomado como recuperación. El arroyo Langueyú presentó la peor situación, ya que mostró los valores de coliformes y de *E. coli* más elevados. Sumado a esto, el aumento de ambos indicadores fue significativo en el sitio urbano y más marcado en el posturbano (recuentos superiores a 10^4UFC/100 ml) y, si bien se detectó una disminución en el sitio de recuperación los valores se mantuvieron por encima de los observados en el sitio preurbano. En función de la normativa vigente se superaría el límite de *E. coli* en el sitio posturbano en la cuenca Del Azul, y en los sitios urbano y posturbano en el Langueyú; lo cual señala una posible amenaza para la población de zonas aledañas.

Palabras clave: agua superficial; estado ecológico; urbanización; contaminación; indicadores de calidad microbiológica.

1. Introducción

Las cuencas de los arroyos Langueyú y Del Azul, con nacientes en el sistema serrano de Tandilia, son de los pocos relictos de ciertas especies acuáticas en la provincia de Buenos Aires, con alta singularidad biológica y escasa representatividad en áreas protegidas (Bilenca y Miñarro, 2004). En ellas se asientan ciudades intermedias (Tandil y Azul) que afectan la dinámica y calidad del agua. Los arroyos reciben descargas puntuales (de la red de drenaje pluvial, de las plantas de tratamiento de aguas residuales -PTAR-, de efluentes industriales -principalmente fábricas alimenticias-) y cargas difusas de actividades agrícolas. En ciertos

tramos de estos arroyos, se han documentado contaminantes en agua y sedimentos, además de afectaciones hidrodinámicas con posible incidencia al agua subterránea. Sin embargo, no se conoce con detalle el comportamiento de dichos contaminantes, su evolución e interrelación, así como su comparación con una condición de referencia. Para su estudio se planteó un proyecto interdisciplinario orientado[1] (PIO) cuyo objetivo general es estudiar la calidad de aguas en arroyos pampeanos sujetos a presiones antrópicas, y en el marco del cual se seleccionaron los arroyos urbanos Langueyú y Del Azul como casos de estudio y el arroyo Los Huesos como condición de referencia.En este contexto, el análisis de microorganismos indicadores de la calidad microbiológica del agua superficial y el estudio de características de resistencia a antimicrobianos y el potencial de virulencia de las distintas especies, contribuye a detectar afectaciones de las actividades antrópicas. Los microorganismos más utilizados en este sentido son bacterias indicadoras de contaminación fecal, entre ellas los coliformes totales, coliformes termotolerantes y *Escherichia coli.*

E. coli forma parte de la microbiota normal del intestino del hombre y de otros mamíferos. Sin embargo, algunas cepas pueden producir enfermedades en el ser humano, a través del ingreso por distintas vías, como la ingesta accidental de agua de uso recreativo contaminada (Ministerio de Salud, 2017). Entre las cepas que causan enfermedades intestinales se encuentra *E. coli* verotoxigénica (VTEC), que puede generar desde cuadros leves de diarreas de corta duración hasta afecciones severas como colitis hemorrágica y síndrome urémico hemolítico (SUH) (Kaper *et al*., 2004).Considerando el objetivo general del PIO citado, en el cual se enmarcó el trabajo, el propósito aquí fue determinar el contenido de coliformes y *E. coli* en muestras de los arroyos seleccionados y evaluar su contribución como indicadores de afectación antrópica.

2. Materiales y Métodos

Durante el trabajo de campo se observaron características ecológicas e hidrológicas del cauce y su entorno, se determinó caudal y se extrajeron muestras para análisis fisicoquímicos y microbiológicos en tres sitios del arroyo de referencia, y en cuatro sitios en cada uno de los arroyos tomados como estudio de caso -sitios considerados preurbano, urbano, posturbano y de recuperación (Figura 1). En campo se determinaron conductividad, pH y oxígeno disuelto. Las restantes determinaciones fisicoquímicas se realizaron en el laboratorio del Instituto de Hidrología de Llanuras: demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno Kjeldahl, fosfato, fósforo total, sulfato, sólidos totales y sólidos suspendidos. Todos los análisis se realizaron siguiendo métodos normalizados

[1] "Aporte para la gestión sustentable de los arroyos Del Azul y Langueyú a través de la evaluación y modelización de su calidad del agua". Aprobado y financiado por la convocatoria de Fortalecimiento 2021 de la UNICEN. Dirigido por los Dres. Ignacio Masson y Fabio Peluso del Instituto de Hidrología de Llanuras. 10/2021-10/2022.

(APHA, 2017). En tanto, las determinaciones microbiológicas se llevaron adelante en el Laboratorio de Inmunoquímica y Biotecnología, FCV-UNCPBA. Si bien sólo estas últimas determinaciones de laboratorio son las que se abordan en el presente trabajo, se mencionan los restantes análisis porque contribuyen a la interpretación de los resultados de coliformes y *E. coli* no sólo como indicadores aislados.

Para las determinaciones microbiológicas se tomaron las muestras en bolsas estériles y se conservaron en refrigeración hasta el momento del análisis. En cada caso, se procesaron dos alícuotas, una de 100 ml y otra de 5 ml, por el método de filtración por membrana (0.45 µm). Los filtros se colocaron sobre placas Compact Dry EC (medio para *E. coli* y coliformes) y se incubaron a 37 °C durante 24 h. Se interpretaron los resultados siguiendo las indicaciones del fabricante. En los casos de altos recuentos, al día siguiente se sembraron alícuotas de 0,5 ml de las muestras. Se seleccionaron 5 colonias de *E. coli* por muestra, se cultivaron en medio LB y se almacenaron a -80 °C con 20% de glicerol para futuros análisis de resistencia a antimicrobianos y potencial de virulencia. De igual manera se almacenaron alícuotas de la totalidad de las muestras.

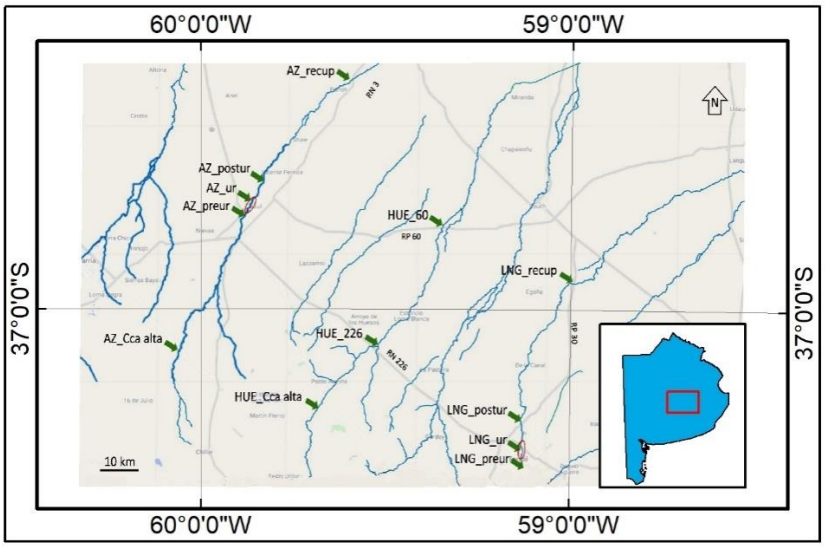


Figura 1. Sitios de muestreo en los arroyos Del Azul, Los Huesos y Langueyú (izq. a der). Fuente base cartográfica: https://www.gba.gob.ar//hidraulica/cuenca_hidricas/mapa

3. Resultados y Discusión

En la Tabla I se muestran los resultados de los recuentos de coliformes y *E. coli* para cada uno de los sitios de muestreo, de acuerdo a los cuales la situación bacteriológica evoluciona de forma diferente en el sentido de la corriente de agua en los tres arroyos. En el arroyo Los Huesos, considerado como condición de referencia, no se observaron grandes diferencias en los recuentos de coliformes y *E. coli* en el sentido del movimiento del curso de agua, aunque se detectó una leve disminución de *E. coli* en la muestra obtenida aguas abajo.En el arroyo Del Azul, los coliformes aumentaron levemente de la cuenca alta al sitio preurbano, y de manera muy marcada en el sitio posturbano, aunque disminuyeron, incluso por debajo del

valor del sitio urbano, en el punto tomado como recuperación. Por su parte, los recuentos de *E. coli*, mostraron una disminución paulatina en el sentido de la corriente que se interrumpe con un aumento muy notable en el sitio posturbano, es decir aguas abajo del sector urbano, y una disminución muy marcada en el sitio correspondiente a la recuperación. Por último, el arroyo Langueyú presentó la peor situación comparativamente respecto a los otros dos arroyos, ya que tanto los valores de coliformes como de *E. coli* fueron los más elevados. Sumado a esto, el aumento de ambos indicadores fue significativo en el sitio urbano, y muy marcado en el posturbano (recuentos superiores a 10^4UFC/100 ml) y, si bien se detectó una disminución en el sitio de recuperación, los recuentos de *E. coli* se mantuvieron por encima de los observados en el sitio preurbano. De las determinaciones fisicoquímicas realizadas en el marco del proyecto, se destaca que la demanda bioquímica de oxígeno y los nutrientes, especialmente nitratos, presentaron este mismo comportamiento en el arroyo Langueyú, en el sentido de la corriente. Trabajos antecedentes en esta cuenca demuestran un alto nivel de degradación del arroyo desde sus nacientes hacia aguas abajo, identificándose como principales causas la disposición de residuos sólidos principalmente urbanos y los vuelcos de efluentes cloacales e industriales, tanto en el cauce del arroyo Langueyú propiamente dicho como en sus afluentes (arroyos Blanco y Del Fuerte) a través de conexiones clandestinas a los entubados cloacal y pluvial (Barranquero *et al*., 2015, 2016, 2019; Cortelezzi *et al*., 2019).

	Coliformes (Log UFC/100 ml)	***E. coli*** (Log UFC/100 ml)
Los Huesos		
Cuenca alta	2.30	1.70
Cruce RN 226	2.28	1.85
Cruce RP 60	2.00	0.70
Del Azul		
Cuenca alta	2.36	1.75
Preurbano	3.09*	1.40
Urbano	2.19	0.95
Posturbano	3.91*	3.74*
Recuperación	2.26	0.00
Langueyú		
Preurbano	2.09	0.60
Urbano	3.49*	3.49*
Posturbano	4.63*	4.39*
Recuperación	2.75*	2.34*

Tabla I. Recuentos de coliformes y *E. coli* en cada uno de los sitios de muestreo. UFC: unidades formadoras de colonias. * Valor obtenido a partir del filtrado de alícuota de 5 ml (ó siembra de 0.5 ml) y expresado en UFC/100 ml para comparación.

Analizando los resultados en función de la normativa vigente respecto a los niveles guía de calidad de agua ambiente para recreación (Ministerio de Salud, 2017) se superaría el límite de *E. coli* en el sitio posturbano en la cuenca Del Azul, y en los sitios urbano y posturbano en la del Langueyú.

4. Conclusiones

Los indicadores microbiológicos muestran una mayor afectación antrópica en el arroyo Langueyú. El manejo urbano del agua presenta una gran complejidad en esta cuenca por la combinación de conexiones pluviales clandestinas a la red cloacal (que en la ciudad de Tandil está diseñada para funcionar transportando sólo efluentes cloacales) y la descarga de efluentes cloacales, de industrias y residuos domiciliarios al entubamiento pluvial. Esto repercute en un deterioro notable de la calidad ecológica de los arroyos afluentes del Langueyú (Blanco y Del Fuerte), que, una vez que atraviesan la ciudad entubados, pierden la singularidad ecológica que los caracteriza por su biodiversidad de las nacientes, en el sector serrano. El comportamiento de los indicadores estudiados, coliformes y *E. coli*, reafirman este importante deterioro producto de la dinámica urbana y la imposibilidad de recuperación del recurso aguas abajo de la ciudad como sí ocurre en el arroyo Del Azul.

Las muestras del sitio posturbano en la cuenca Del Azul, y los sitios urbano y posturbano en Langueyú superan el límite de *E. coli* establecido por la normativa vigente, lo cual indicaría unaamenaza para pobladores aledaños. Al ser éste un indicador de contaminación fecal reciente, podrían estar presentes diversos microorganismos patógenos.

Agradecimientos: Bruno Dipardo participa como becario doctoral de la CIC. Agradecemos a Andrés Bentivegna por la asistencia con los aforos. También a Fátima Altoaguirre, Natalia De Líbano, Pamela Hernández y Abigail López por los análisis de laboratorio.

Referencias bibliográficas

APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd edn. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington DC, USA. 1545 págs.

Barranquero RS, Cortelezzi AF. San Juan R, Paz LE, Ruiz de Galarreta A y Banda Noriega R. 2019. Gestión del recurso hídrico en la ciudad de Tandil a través del análisis histórico de medidas estructurales y no estructurales. X Congreso Argentino de Ecología y Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP 2019). Azul, Argentina. 20 al 22 de noviembre de 2019.

Barranquero RS, Varni MR, Pardo R, Vega M, Zabala ME y Ruiz de Galarreta VA. 2016. Propuesta para el estudio comparativo del recurso hídrico subterráneo. Ejemplo de caso: cuencas de los arroyos Langueyú y Del Azul. Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente. 37:45-56.

Barranquero RS, Varni M, Ruiz de Galarreta A. 2015. Relación arroyo-acuífero en un sistema hídrico afectado por explotación antrópica. Estudios Ambientales. 3 (2):30-51.

Bilenca D y Miñarro F. 2004. Identificación de las Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. 353 págs.

Cortelezzi A, Barranquero RS, Marinelli CB, F. San Juan MR y Cepeda RE. 2019. Environmental diagnosis of an urban basin from social-ecological perspective. Science of the Total Environmental.678:267-277.

Kaper J, Nataro J y Mobley H. 2004. Pathogenic Escherichia coli. Nature Reviews Microbiology 2:123-140.

Ministerio de Salud, Dirección Nacional de Determinantes de la Salud. 2017. Módulo II. Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas. Presidencia de la Nación Argentina. 67 págs.

Salix humboldtiana único sauce nativo: Re-introducción y restauración de ambientes ribereños degradados por actividades agrícolas

Gustavo María GIACCIO[a*], Leonardo GALLO[b], Raúl CORRAL[a], Florencia POMPONIO[c], Stefano GIACCIO[d]; María del Rocío FRANCO[e], Elena OKADA[e], Débora Jesabel PÉREZ[e*]

[a]Chacra Experimental Integrada Barrow (MDA-INTA), Tres Arroyos, Buenos Aires.
[b] Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Forestal Estación, Experimental INTA Bariloche, Neuquén.
[c] Instituto de Recursos Biológicos del Centro de Investigaciones de Recursos Naturales (CIRN) INTA Castelar, Buenos Aires.
[d] Instituto Superior de Formación Docente Nº 163, Necochea.
[e]Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible (IPADS, Balcarce, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Investigaciones Tecnológicas (INTA) Balcarce, Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: perez.debora@inta.gob.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Salix humboldtiana W. (1805) o sauce criollo, es el único sauce nativo de nuestra región, siendo *S. fragilis* el más difundido y exótico.*S. humboldtiana* se reproduce principalmente por semillas, las cuales al establecerse en ambientes ribereños forman rodales de árboles jóvenes. Estudios previos demostraron que la reproducción vegetativa en *S. humboldtiana*ha resultado una estrategia óptima de propagación en invernáculo. Actualmente las poblaciones de *S. humboldtiana* son relictuales, dada la deforestación y la ocupación dehábitatsribereños por otras especies arbustivas y arbóreas. Las especies ribereñas de *Salix spp.* actúan como filtros biológicos naturales reduciendo la transferencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos de origen agrícola (i.e. nutrientes, plaguicidas) a los cursos de agua superficiales. Esta capacidad puede ser utilizada en *S. humboldtiana* como una herramienta de mitigación del impacto de agroquímicos. Sin embargo, como la hibridación entre especies de *Salix* es un proceso habitual, el reconocimiento fenotípico de ejemplares puros de *S. humboldtiana* no resulta un procedimiento efectivo. Por medio de identificaciones genéticas del marcador molecular de tipo microsatélite PMGC223 (176 pb) en estado homocigota, se obtiene con precisión la pureza de ejemplares de *S. humboldtiana.* Con el objetivo de reintroducirla especie *S. humboldtiana*en ambientes ribereños degradados por actividades agrícolas, de modo tal de comenzar un proceso de restauración de estos ambientes, se realizaron relevamientos, descripciones fenótipas y determinaciones genéticas de PMGC223, de los ejemplares en pie de los arroyos Sauce Grande y Claromecó (Partidos de Tres Arroyos y Coronel Dorrego, Prov. Buenos Aires), de potenciales ejemplares puros de *S. humboldtiana*. Los ejemplares puros de *S. humboldtiana* se utilizarán como progenitores de reproducción vegetativa, para la obtención de ejemplares jóvenes, los cuales se emplearán en el proceso de reintroducción a campo de esta especie para mitigar el ingreso de contaminantes de origen agrícola-ganadero.

Palabras clave: vegetación ribereña; *Salix;* identificación genética; agroquímicos

1. Introducción

Salix es uno de los géneros de árboles ribereños más extendidos en Sudamérica, con sólo una especie nativa *S. humboldtiana*W. (1805), las demás especies son exóticas *S. fragilis* L., *S. babylonica* L., *S. alba* L., *S. caprea* L., *S. viminalis* L. La distribución de las especies de *Salix* está bien documentada. En particular, *S. humboldtiana* se distribuye desde México central hasta el sur de Chile y Argentina, habitando zonas tropicales, subtropicales y templadas (https://www.cabi.org/isc/datasheet/48599).

Siglos atrás la vegetación del Sudeste Bonaerense, estaba compuesta de pastizales naturales y rodales ribereños de *S. humboldtiana*. Actualmente, sólo quedan relictos de esa población nativa exuberante del sauce nativo, dada la deforestación durante la época colonial y la posterior colonización de las riberas por sauces exóticos, principalmente *S. fragilis*.

S. humboldtiana es una especie dioica de polinización entomófila. Las semillas, al alcanzar ambientes de ribera, construyen rodales. La reproducción vegetativa por esquejes es menos común en la naturaleza, pero sí es una herramienta de propagación en invernáculo.

El proceso de hibridación entre especies de *Salix* es habitual. Por lo que la identificación de los ejemplares puros e híbridos, puede realizarse en primera instancia por una caracterización morfo-fenotípica. *S. humboldtiana* se caracteriza por ser un árbol perenne de gran porte de hasta 20 m, con tallos de 1 m de diámetro. Las hojas son simples, angostas, lineares y de color verde pálido claro, con bordes finamente aserrados, en comparación con las de *S. fragilis*. La corteza externa de color gris oscura es profundamente fisurada. Los ejemplares relictos de *S. humboldtiana* pueden ser híbridos de *S. humboldtiana* x *Salix spp*, por lo que resulta necesaria la confirmación mediante el locus microsatélite nuclear discriminante, el PGMC 223, cuyo alelo de 176 pb en estado homocigota indica la pureza del individuo y su pertenencia a la especie *S. humboldtiana* (Bozzi *et al*., 2012)

La fitorremediación se considera un mecanismo seguro y ecológico para restaurar ecosistemas acuáticos altamente degradados. Este proceso consta de la implantación de especies vegetales en ambientes degradados para su potencial descontaminación y restauración. Diferentes especies de *Salix* que habitan en Argentina se han utilizado como fitorremediadoras de metales, metaloides, macronutrientes, plaguicidas, antibióticos, azocolorantes, solventes, hidrocarburos de petróleo, etc. (Michelini *et al*., 2012; Li *et al*., 2021). Una de las especies más estudiadas es *S. fragilis*, la cual se tiene la capacidad de disminuir la concentración del herbicida glifosato en el agua de escorrentía (Giaccio *et al*., 2015). Hasta el momento, *S. humboldtiana* ha demostrado capacidad de acumular Zn (Pedrosa Gomes *et al.,* 2011) y residuos de plaguicidas organoclorados presentes en suelos (Mitton *et al*., 2012). Estos estudios demuestran que, en ambientes ribereños, *Salix spp.*

puede disminuir el impacto desde los ecosistemas terrestres a los acuáticos, convirtiendo a este género en fitorremediador de ambientes degradados por actividades agrícolas e industriales.

Por los antecedentes mencionados, el objetivo de este trabajo fue el de es identificar y relevar ejemplares puros de *S. humboldtiana*, con el fin de conservarlos y de utilizarlos como progenitores para un programa de reintroducción y remediación en ambientes de ribera afectados por procesos de degradación agrícola. El primer relevamiento se realizó en dos arroyos del Sudeste Bonaerense, Arroyo Claromecó y Sauce Grande, donde se identificaron morfo-fenotípicamente potenciales ejemplares de *S. humboldtiana*, y luego, se realizó la determinación genética mediante el marcador molecular PGMC 223.

2. Materiales y Métodos

2.1. Recolección del material

En enero de 2022, se colectaron hojas de distintos ejemplares en pie de potenciales individuos de *S. humboldtiana* de arroyos del Sudeste Bonaerense (Tabla I). También, se utilizaron datos históricos (2008-2009) de los árboles presentes en los mismos sitios de colecta para compararlos cambios en la población en el tiempo. Además, se colectaron hojas de dos ejemplares de *Salix spp.* del arroyo Claromecó y Sauce Grande identificados como Sf1-1 y Sf2-1, respectivamente, para contrastar en el análisis molecular. Las hojas de todos los ejemplares se conservaron en papel madera con sílica gel hasta la extracción de ADN.

Arroyo	**Coordenadas geográficas**	**Nº árboles (2008-2009)**	**Nº árboles (2022)**	**Posibles *Salix humboldtiana***	***Salix spp.***
Claromecó	38º 49' 35.4"S; 60º 5' 48.1"O	1	1	Sh 1-1	Sf 1-1
Sauce Grande	38º 45' 45.34''S; 61º 43' 6.59"O	7	2	Sh 2-1; Sh 2-2	Sf 2-1
Seco	38º 3' 3.5"S; 60º 24' 50.5"O	1	0	-	

Tabla I. Conteo de potenciales ejemplares de *Salix humboldtiana* en arroyos del Sudeste Bonaerense en un período de 15 años. Sh: posible ejemplar de *Salix humboldtiana*, Sf: ejemplar de *Salix spp*.

2.2. Identificación de especies

La extracción de ADN se realizó a partir de hojas según el protocolo propuesto por Doyle y Doyle (1990) con modificaciones. La calidad y concentración del ADN obtenido se determinó a través de espectrofotometría con el equipo NanoDrop. Para la identificación de los individuos puros de *S. humboldtiana* se utilizó un marcador molecular de tipo microsatélite

denominado PMGC223 previamente descrito por Bozzi *et al*., 2012, para el cual, los individuos puros de *S. humboldtiana* presentan un alelo diagnostico en estado homocigota cuyo tamaño es 176 pb y los híbridos presentan dos alelos: el alelo diagnóstico y un alelo extra. Este marcador se amplificó mediante la técnica de PCR. Los productos amplificados se separaron mediante electroforesis vertical en geles de poliacrilamida y se visualizaron mediante tinción con $AgNO_3$ y se utilizó el analizador de imágenes BioRad GS-800.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla I se observa que en dos de los sitios relevados el número de ejemplares fenotípicamente identificados como *S.humboldtiana* en pie se había reducido drásticamente. En los últimos 15 años hubo una reducción de entre el 70% al 100% de las pequeñas poblaciones ribereñas de *S. humboldtiana* en los arroyos, Sauce Grande y Seco (Partidos de Tres Arroyos y Coronel Dorrego), respectivamente. Sólo en el arroyo Claromecó se conservó el único ejemplar en pie. Esto demuestra fehacientemente que los ejemplares en pie son relictuales y que esta especie debe ser protegida, de otro modo, los pocos individuos no podrán sostener su permanencia, más al ser una especie dioica y con bajo poder de reproducción vegetativa. Afortunadamente, los 3 ejemplares colectados, Sh 1-1, Sh 2-1 y Sh 2-2 resultaron ser homocigotas para el alelo de176 pb por lo que se pudo confirmar que pertenecen a *S. humboldtiana* puros.

Dado que *S. humboldtiana* posee una característica diferencial respecto de los otros *Salix*, como la producción de glucósidos fenólicos, lo que le otorga resistencia al ataque de insectos, y que también ha demostrado alta capacidad de bioacumular plaguicidas (Mitton *et al*., 2012) y metales (Pedrosa Gomes *et al*., 2011), se pretende promover su reintroducción en ambientes ribereños y con el fin de potenciar su capacidad como especie fitorremediadora en ambientes ribereños impactados por la agricultura.

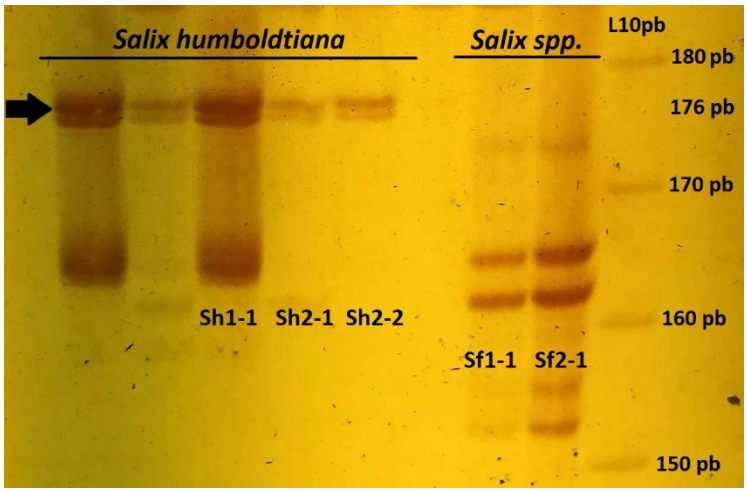


Figura 1. Identificación molecular de los ejemplares de *Salix humboldtiana.* Sh: *Salix humboldtiana*, Sf: *Salix spp.* Flecha indica presencia del alelo de 176 pb en estado homocigota presente en ejemplares puros de *S. humboldtiana*.

4. Conclusiones

Este trabajo demuestra la reducción de las poblaciones ribereñas de *Salix humboldtiana* en el Sudeste Bonaerense. La puesta en valor de esta especie en programas de reintroducción y de remediación ambiental puede lograr cambios en la conservación del sauce criollo.

Agradecimientos: Al Ing. Agr. Rodolfo Fangauf, al Sr. Gustavo Belén Casablanca y al PID039 “Remediación de suelos y restauración ecológica de sistemas degradados por uso agropecuario, agroindustrial y actividades extractivas”.

Referencias bibliográficas

Bozzi J, Leyer I, Mengel C, Marchelli P, Ziegenhagen B, Thomas L, Gallo L. 2012. Assessment of hybridization and introgression between the native *Salix humboldtiana* and invasive *Salix* species at the Rio Negro, Patagonia. From Basic Ecology to the Challenges of Modern Society: 42nd annual meeting, Leuphana University Lüneburg, 10.-14. book of abstracts http://www.gfoe.org/sites/default/files/abstractband_lueneburg_2012.pdf

Doyle J, Doyle J. 1990. Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus* 12:13-15.

Giaccio G, Laterra P, Aparicio V, Costa J. 2015. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. Phyton 85.

Li K, Li H, Li C, Xie H. 2021. Phytoremediation of aniline by *Salix babylonica* cuttings: Removal, accumulation, and photosynthetic response. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 214: 112124.

Michelini L, Reichel R, Werner W, Ghisi R, Thiele-Bruhn S. 2012. Sulfadiazine uptake and effects on *Salix fragilis* L. and *Zea mays* L. plants. *Water, Air and Soil Pollution* 223:5243–5257

Mitton F, Gonzalez M, Pena A, Miglioranza K. 2012. Effects of amendments on soil availability and phytoremediation potential of aged p,p’-DDT, p,p’-DDE and p,p’-DDD residues by willow plants (*Salix sp.*). *Journal of Hazardous Materials*, 203-204:62-68.

Pedrosa Gomes M, Marques T, Silva G, Soares Â. 2011. Utilization of willow (*Salix humboldtiana* Willd) as a species for phytoremediation of zinc industry waste. *Scientia Forestalis/Forest Sciences* 39:117-123.

Composición del zooplancton del lago urbano Dalcar (Córdoba, Argentina) durante el proceso de restauración ecológica

Alicia VIGNATTI[a*], Santiago ECHANIZ[a], Gabriela CABRERA[a], Víctor SALINAS[b], Juan MARZUOLI[b], Miguel MANCINI[b]

[a] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo). FCEyN, UNLPam
[b] INCIVET_Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.
[*]Correspondencia a los autores, aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

El lago Dalcar (Río Cuarto, Córdoba), es un cuerpo de agua artificial de gran importancia para la ciudad,ya queestá en un espacio verde muy visitado por los ciudadanos y constituye el hábitat de mas de 350 especiespertenecientes a diferentes comunidades. A partir de 2018 se comenzaron a implementar medidas de manejo, principalmente el control de la vegetación sumergida y el aumentode la tasa de renovación del agua. El objetivo fue determinar si la eliminación parcial de los hidrófitos y el menor tiempo de residencia del agua, influyeron sobre la estructura del zooplancton, en comparación con registros previos al proceso de restauración (2017). Se realizaron muestreosen otoño, invierno y primavera de 2018 y verano de 2019. *In situ* se determinaron la transparencia, temperatura, concentración de oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica y se tomaron muestras de zooplancton con redes de 47 µm de malla. Durante la intervención, las características analizadas del agua no cambiaron, ya que los parámetros en ambos períodos no presentaron diferencias significativas. Las medidas implementadasparecen no haber tenido gran influencia sobre la riqueza del zooplancton, debido a que el número de especies fue parecida (ocho cladóceros, tres copépodos y 25 rotíferos en 2017 y ocho cladóceros, dos copépodos y 22 rotíferos en 2018-19). La densidad de la comunidad tampoco difirió; fue aportada especialmente por nauplios de copépodospero los picos máximos ocurrieron en diferentes momentos, primavera en 2017 e invierno y verano en 2018-19.

Palabras clave: Lagos urbanos; gestión; zooplancton; vegetación acuática.

1. Introducción

Los lagos urbanos, ya sean de origen natural o antrópico, suelen tener importancia social y económica ya que muchos están en parques,por lo que es frecuente que se utilicen para recreación y actividades educativas (Hassall, 2014). Suelen ser pequeños y someros, lo que determina mayor tedencia a la eutrofización y al crecimiento de vegetación palustre, cuya expansión no controlada puede interferir en la conservación de la biodiversidad, objetivo principal de una buena gestión (Gattenlöhner *et al.,* 2004).

El lago Dalcar (33°06'S; 64°22'O), en la ciudad de Río Cuarto, provincia de Córdoba, es un ambiente de 6.5 ha, construido en 1945. El predio que lo rodea es un extenso espacio verde visitado por miles de ciudadanos para diversos usos yconstituye un hábitat valioso para la biodiversidad, al albergar más de 350 especies de diferentes comunidades (Mancini, 2018).

Debido a que gran parte del lago estaba colonizado por macrófitas emergentes, flotantes y sumergidas, en especial *Stuckenia stritiata* (Nuñez *et al.,* 2018), que llegó a cubrir hasta 80 % de la superficie, sumado al deterioro del paisaje, el elevado estado trófico ypronunciadas bajas del volumen, en 2018 se implementaron numerosas medidas de restauración. Estas incluyeron principalmente el control de la vegetación acuática medianteuna"cosechadora de algas", la extracción de un gran volumen de material inorgánico y la colocación de una bomba para abastecimiento de agua.Como la vegetación acuática tiende a favorecer el desarrollo de elevadas riquezas en la comunidad zooplanctónica, el objetivo de este trabajo fue determinar si las medidas de gestión ejecutadas, tuvieron consecuencias sobre la estructura del zooplanctonal compararlas con la que presentaba dicha comunidadantes dela intervención del ecosistema.

2. Materiales y métodos

Se tomaron muestras estacionales en 2017 (Vignatti *et al*., 2018) y, para abarcar un ciclo comparable, se muestreó nuevamente en otoño, invierno y primavera de 2018 y verano de 2019 en los mismos cinco sitios (Figura 1). *In situ* se determinaron la transparencia (disco de Secchi), temperatura, concentración de oxígeno disuelto (equipo Hanna HI 98193), pH y conductividad eléctrica del agua (equipo Milwaukee MI806). En cada sitio se tomaron muestras de zooplancton de 36 L, que fueron filtradas a través de redes de 47 micrómetros de abertura de malla y fijadas con formalina al 4%.

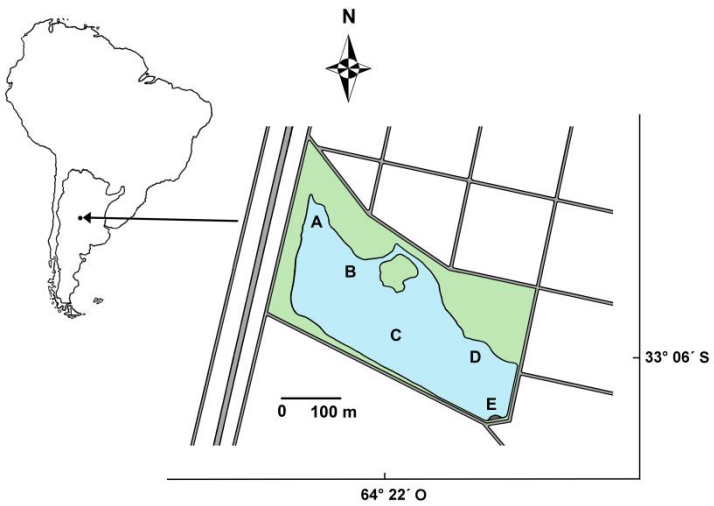


Figura 1. Ubicación del lago Dalcar y de los sitios de muestreo (A: entrada. B: muelle viejo. C: centro. D: club El Malón. E: vertedero).

La densidad del micro y macrozooplanctonse determinó mediante conteos en cámaras tipo Bogorov y Sedgwick-Rafter, bajo microscopio estereoscópico y óptico respectivamentey se expresó en ind./L.La literatura empleada para la determinación de cladóceros, copépodos y rotíferos se detalló en Vignatti *et al.*(2018).

Se empleó el test no paramétrico de Mann-Whitney(U) para explorar diferencias entre los parámetros determinados en ambos períodos.

3. Resultados y Discusión

Luego de la intervención las características del agua del lago no cambiaron, ya que los parámetros determinados en ambos períodos no presentaron diferencias significativas (Tabla I). La temperatura del agua mostró mínimos cercanos a 15°C en invierno y máximos superiores a 25°C en verano y latransparencia y la concentración de oxígeno fueronligeramente superiores en inviernoy primavera de ambos períodos. Lo anterior permite afirmar que el control de las macrófitas no alteró las características analizadas del agua.

	2017	2018-19	Test Mann-Whitney
pH	**8.97** (8.74 - 9.212)	**9.18** (9.02 - 9.39)	U = 2.00; p = 0.115
Transparencia (m)	**0.72** (0.39 - 1.00)	**1.16** (0.78 - 1.60)	U = 2.00; p = 0.113
Temperatura agua (°C)	**21.12** (15.1 - 25.66)	**21.09** (12.16 - 30.58)	U = 8.00; p = 1.000
Conductividad (mS/cm)	**0.81** (0.74 - 0.86)	**0.75** (0.70 - 0.82)	U = 3.00; p = 0.203
Oxígeno disuelto (mg/L)	**8.80** (7.24 - 11.48)	**9.15** (6.62 - 10.67)	U = 7.00; p = 0.886

Tabla I. Parámetros limnológicos (media, mínimo y máximo) determinados en los dos períodos estudiados en el lago Dalcar y resultados del test de Mann-Whitney. Datos de 2017 tomados de Vignatti *et al*. (2018)

Considerando ambos períodos, se registró una riqueza total de 10 cladóceros, tres copépodos y 32 rotíferos (Tabla II). En ambas ocasiones se registraron ocho cladóceros, pero*Leydigia louisii* y *Macrothrix* sp. sólo se registraron en 2017 y *Ceriodaphna dubia* y *Simocephalus vetulus* sólo en 2018-19. La riqueza de copépodos fue reducida siempre,*Notodiaptomus deitersi* y *Microcyclops anceps*se registraron en todas las ocasiones de muestreo. La cantidad de rotíferos encontrada en 2017 fue de 25 *taxa* y la de 2018-19 fue 22; siete de los cuales (*Anuraeopsis fissa*, *Brachionus plicatilis*, *Colurella* sp., *Euchlanis* sp., *Lecane stenroosi*, *Platyas quadricornis*, *Proales* sp.) se registraron solo en 2017 mientras que otros siete (un bdelloideo, *Cephalodella* sp., *Hexarthra* sp., *Lepadellapatella*,*Mytilina ventralis*, *Squatinella* sp. y *Trichocerca* sp.) solo en 2018-19 (Tabla II).

El control de la vegetación acuática parece no haber tenido grandes consecuencias sobre la riqueza del zooplancton, aunque en 2018-19 no se volvieron a registrar algunas especies frecuentemente asociadas a la vegetación como los cladóceros *L. louisii*o *Macrothix* sp.

	2017				2018			2019
	V	O	I	P	O	I	P	V
Cladóceros								
Diaphanosoma birgei Korinek, 1981	X	X	X	X	X	X	X	X
Ceriodaphnia dubia Richard, 1894						X		
Daphnia ambigua Scourfield, 1947			X	X		X		
Simocephalus vetulus (O. F. Müller, 1776)						X		
Moina micrura Kurz, 1874	X	X	X	X				X
Bosmina longirostris Müller, 1776		X	X		X	X		
Leydigia louisii Jenkin, 1934			X					
Chydorus sp.			X	X	X	X	X	X
Alona sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
Macrothrix sp.			X	X				
Copépodos								
Notodiaptomus deitersi Poppe, 1891	X	X	X	X	X	X	X	X
Microcyclops anceps (Richard, 1897)	X	X	X	X	X	X	X	X
Harpacticoideo no id.	X							
Rotíferos								
Anuraeopsis fissa (Gosse, 1851)	X							
Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766)	X	X						
B. caudatus Barrois y Daday, 1894	X	X	X	X				X
B. havanaensis Rousselet, 1913	X	X					X	X
B. plicatilis Müller, 1786				X			X	X
Bdelloideo							X	X
Cephalodella sp.					X	X		
Colurella sp.	X							
Euchlanis sp.	X							
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)	X		X		X		X	X
Hexarthra sp.								X
Keratella tropica (Apstein, 1907)	X	X	X	X	X	X	X	X
Lecane bulla (Gosse, 1851)	X	X				X	X	X
L. hastata (Murray, 1913)	X				X			
L. luna (Müller, 1776)	X	X						X
L. lunaris (Ehrenberg, 1832)				X			X	X
L. stenroosi (Meissner, 1908)		X						
Lecane sp. 1	X							
Lecane sp. 2	X							
Lecane sp. 3	X							
Lepadella ovalis (O. F. Müller, 1786)	X		X	X		X		X
*L. patella (*O. F. Muller, 1773)					X			
Mytillina ventralis (Ehrenberg, 1830)					X	X	X	
Notholca acuminata (Ehrenberg, 1832)			X		X	X	X	X
Platyas quadricornis Ehrenberg, 1832	X							
Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925	X		X					X
Pompholix complanata Gosse, 1851			X					X
Proales sp.	X			X				
Squatinella sp.								X
Testudinella patina (Hermann, 1783)	X		X	X		X	X	X
Trichocerca sp.					X	X	X	
Trichothria tetractis (Ehrenberg, 1830)		X	X			X		

Tabla II. Taxa registrados en el zooplancton del lago Dalcar en 2017 y durante el control de las macrófitas acuáticas (2018-19). Datos de 2017 tomados de Vignatti *et al*. (2018)

Durante los dos períodos, la mayor riqueza total se registró en verano y se debió al mayor número de *taxa* de rotíferos. Por otro lado, en ambos inviernos fue cuando se registró el mayor número de cladóceros, que alcanzaron siete especies (Figura 2).

La densidad estacional de la comunidad zooplanctónica no difirió. Durante 2017, la mayor densidad se registró en primavera mientras que en 2018-19 ocurrió en invierno y verano, por lo que no se encontró un patrón estacional. En ambos períodos, la mayor densidad fue aportada por copépodos, especialmente por sus estadios naupliares, con la excepción del otoño de 2017, cuando fueron superados por rotíferos (Figura 2).

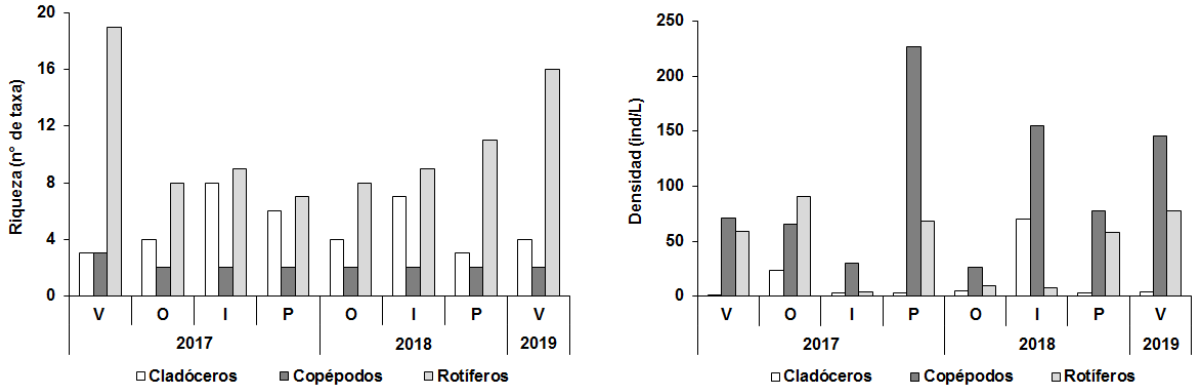


Figura 2. Variación estacional de la riqueza (izquierda) y la densidad, por grupo taxonómico, del zooplancton del lago Dálcar. Datos de 2017 tomados de Vignatti *et al*. (2018)

4. Conclusión

El control parcial de los hidrófitos y la mayor renovación del agua contribuyen a mejorar el aspecto estético del lago y redunda en una mejor percepción del ecosistema por parte de los ciudadanos. Durante la implementación de las medidas de manejo no se observan, de manera preliminar, mayores consecuencias sobre la densidad y riqueza del zooplancton.

Agradecimientos: A M. Mancinelli (Municipalidad de Río Cuarto), M. Comelli, S. Elisondo L. Regis, G. Prieto, N. Bardossy y L. Bardossy por la colaboración brindada.

Referencias bibliográficas

Hassall C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Water*. 1(2):187-206.

Gattenlöhner U, Hammerl-Resch M, Jantschke S. 2004. *Restauración de humedales - Manejo sostenible de humedales y lagos someros*. Global Nature Fund. 134 págs.

Mancini M. (comp). 2018. *El lago urbano Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad*. Ed. UniRío, UNRC. 170 págs.

Nuñez C, Amuchastegui A, Cantero A. 2018. Flora y vegetación del lago Dalcar (Río Cuarto, Argentina). En: *El lago urbano Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad*. M. Mancini (comp.). UniRío: 69-78.

Vignatti A, Echaniz S, Cabrera G, Mancini M, Salinas V. 2018. Dinámica estacional del zooplancton y su relación con los factores ambientales en el lago urbano Dalcar (Córdoba, Argentina). *Rev. Mus. Arg. Ciencias Naturales*, *n. s*. 20(2):297-309.

Río Luján: Deterioro de la calidad del agua desde sus nacientes

Ana M. TORREMORELL[a,b], Martina M. MASTRÁNGELO[a,b], M. LuzPADULLES[a,b], Carolina RODRÍGUEZ CASTRO[a,b], Carolina VILCHES,[a,b], Cecilia HEGOBURU[a,c], Pedro RIVA[a], Aníbal SÁNCHEZ CARO[a,b], Eduardo ZUNINO[a], Melina MAUAD[d], Braian VEGA[c], Luciana ROCHA[a,b], Teresita PORETTI[a,b], María Andrea CASSET[a,b], Emiliano CAMILLI[b], Andrés PIGHIN[b] y Adonis GIORGI[a,b].

[a] INEDES, Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (CONICET-UNLu).
[b] Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Av. Constitución y Ruta Nac. Nº5, Luján, Buenos Aires, B6700ZBA, Argentina.
[c]Municipalidad de Luján
[d] Comité de Cuenca del Río Luján
*Correspondencia a los autores, E-mail: anatorremorell@gmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Tradicionalmente, la cuenca del río Luján ha sido utilizada en producción agrícola y ganadera extensiva; sin embargo, con el crecimiento urbano se ha incrementado también la actividad industrial. Actualmente está sucediendo el reemplazo de campos con ganado por cultivos además del incremento de las urbanizaciones. El objetivo de este trabajo es aportar una visión actualizada de la calidad del agua del río Luján desde las Nacientes en Suipacha hasta su cruce con la ruta Nacional 9, entre Escobar y Campana. Se realizaron dos muestreos estacionales, en verano y otoño de 2022, en diez sitios elegidos a lo largo de la subcuenca alta y media del río Luján. Se tomaron muestras de agua y se determinaron los parámetros físicos y químicos necesarios para lograr una descripción del agua a partir del cálculo de un índice de calidad de agua. Se detectaron concentraciones elevadas en fosfatos, nitratos, COD, conductividad, y algunos metales, que indican un gran deterioro del agua del río. Los valores del índice de calidad confirmaron estos resultados ya que en ningún sitios se observó pureza original y solo en un punto de muestreo (S6) en otoño los valores determinados correspondieron al nivel intermedio. El resto de los sitios mostraron contaminación en distintos niveles sin llegar al extremo de cloacal puro. El análisis de agrupamiento de los parámetros estudiados mostró dos grupos, en uno se encuentran los sitios de la cuenta alta y en otro, los de la cuenca media. Dentro de la cuenca alta el S1 se separó del resto del los sitios.

Palabras clave: índice de calidad de agua; río Luján; contaminación

1. Introducción

La calidad del agua en un río puede evaluarse por métodos fisico-químicos, biológicos, microbiológicos. Con los primeros pueden obtenerse resultados rápidamente pero pocas veces hablan de la historia acontecida sino tan sólo de su estado en ese momento. Sin embargo, si se emplean de manera regular, pueden ser ideales para realizar un monitoreo en distintos lugares utilizando técnicas que arrojan resultados cuantitativos.

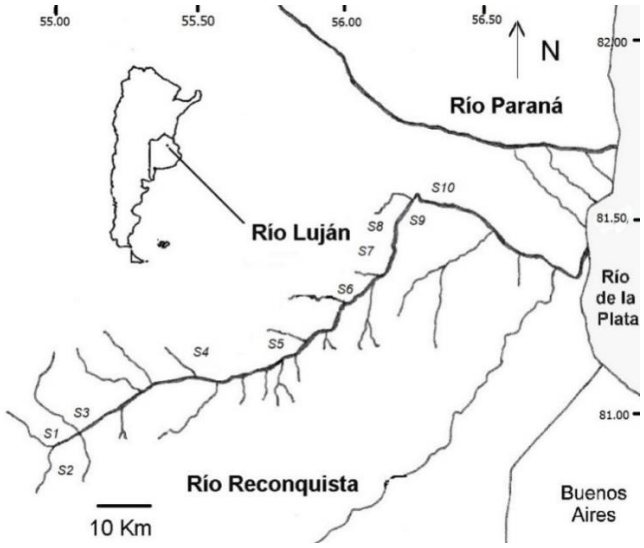
La cuenca del Luján abarca una superficie de 2938.5 km^2 y su cauce principal atraviesa 16 partidos (Campana, Carmen de Areco, Chacabuco, Escobar, Exaltación de la Cruz, General Rodríguez, José C. Paz, Luján, Malvinas Argentinas, Mercedes, Moreno, Pilar, San Andrés de Giles, San Fernando, Suipacha y Tigre) con una población de un millón y medio de

habitantes. El río nace en la confluencia de los arroyo Los Leones y El Durazno en el partido de Suipacha, y luego de 135.7 km de recorrido, desemboca en el Río de La Plata (Riva *et al.,* 2021).La zona ha sido utilizada en producción agrícola y ganadera extensiva; sin embargo, con el crecimiento de las ciudades se ha incrementado también la actividad industrial, especialmente en la subcuenca inferior que está constituída por los arroyos y tierras que drenan en el tramo del río más cercano a la desembocadura. Existen estudios previos acerca de la contaminación del río Luján (Giorgi *et al.,* 1999; Ossana, 2011; Castañé *et al.*, 2015). En los últimos 20 años se han producido instalaciones de nuevas industrias a la vez que han dejado de funcionar algunas plantas depuradoras de líquidos cloacales de ciudades como así también las plantas depuradoras devarias industrias antiguas. También, se ha incrementado el reemplazo de campos con ganado por cultivos en la cuenca alta y se han incrementado las urbanizaciones en la cuencas media y baja (Fernandez *et al.,* 2010). En este trabajo nos propusimos evaluar la calidad del agua desde las nacientes en Suipacha hasta el cruce del río con la ruta 9, entre Escobar y Campana; y se intenta aportar una visión actualizada de la calidad delagua del río en estos tramos. Se presentan datos preliminares de un muestreo de dos estaciones, verano y otoño, como parte de un proyecto anual.

2. Materiales y Métodos

Se realizaron dos muestreos estacionales en verano y otoño de 2022, en diez sitios elegidos a lo largo de la subcuenca alta y media del río Luján. Se tomaron muestras de agua y se determinaron los parámetros físicos y químicos necesarios para lograr una descripción de la calidad del agua a partir del cálculo de un índice de calidad de agua.

2.1. Sitios de muestreo. Las muestras fueron tomadas estacionalmente en diez sitios del río (Figura 1).



S1: Aº Del Durazno, aguas arriba de Suipacha, **S2:** Aº Los Leones, aguas arriba de Suipacha, considerado como nivel de referencia (El área está afectada por la salida de efluentes de una industria láctea y por la planta de tratamiento local de líquidos cloacales, aunque no presenta importantes componentes antrópicos), **S3:** M. J. García, en el cauce del Río Luján, entre las ciudades de Suipacha y Mercedes. **S4:** ciudad de Mercedes, **S5:** Olivera, **S6:** Puente Las Tropas aguas arriba del centro urbano de Luján, **S7:** Ruta 6, **S8:** Ruta 8, **S9:** San Sebastián y **S10:** Ruta 9 (entre los partidos de Escobar y Campana)

Figura 1. Mapa de la cuenca del río Luján indicando los sitios de muestreo

2.2. Determinaciones de parámetros físicos y químicos

En agua se determinarontemperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación y cloruros con sondas de campo (Thermo Orion). Las determinaciones de DBO_5 (demanda biológica de oxígeno), DQO (Demanda Química de Oxígeno), clorofila–a, fosfato, nitrato y material particulado en suspensión (MPS) y orgánico (MPO), y metales se realizaron en laboratorio según Standard Methods (APHA, 2017). El Carbono Orgánico Disuelto (DOC) se determinó con un analizador TOC/TN Elementar.

2.3. Indice de Calidad (ICA)

Se aplicó el ICA utilizado por Berón (1984) basado en información físico-química e incorpora las variables OD, %saturación, DBO_5, nitrógeno amoniacal, temperatura y cloruros. Se estableció una escala de10 grados donde 10 indica mayor calidad del agua.

2.4. Análisis estadístico de datos

Los datos se analizaron utilizando el programa INFOSTAT 2020, donde se aplicó análisis de la varianza (ANOVA) para comparar los sitios de estudio. Los mismos sitios fueron clasificados mediante un análisis de agrupamiento utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard. También se realizó un análisis de correlación entre las distintas variables consideradas y el ICA.

3. Resultados y Discusión

Los parámetros físicos y químicos variaron en los distintos sitios de muestreo, destacándose la heterogeneidad del OD (1.04-21.16) y alto % de saturación en algunos sitios(hasta 298%). También, se encontraron valores altos de conductividad (hasta 5.3 $mScm^{-2}$), nitrato (hasta 9.97 mgL^{-1})y cloruro (153mgL^{-1}) en algunos sitios. Si bien el contenido de fosfato en S2 es bajo (0.046 y 0.049 mgL^{-1}), luego de la unión con S1 y en todo el río permace alto (hasta 1.71 mgL^{-1}). La clorofilia fue más alta en verano que en otoño, registrándose valores muy elevado en S1 y S4.El material particulado en suspención total (MPS) y orgánico (MPO) fue más alto en S1 a S3 que en el resto de los sitios. El DOC y TOC fueron altos, el DOC fue alrededor de 90 mg/L en todo el río mientras que el TOC fue mas alto en el S1 que en el resto de los sitios (Tabla I). El arsénico en los sitios S1 a S5 superan el nivel guía y el resto de los sitios están ligeramente por debajo. El cadmio en la mayoría de los sitos supera el nivel guía mientras que el cinc supera los niveles guía en los S1 a S5. El cromo fue muy elevado en S4 y el cobre en S7, mientras que el plomo presentó valores elevados en la mayoría de los sitios en el muestreo de verano (Tabla II)

Sitio de muestreo		T. (°C)	pH	Cond. ($mS cm^{-3}$)	OD ($mg L^{-1}$)	%sat OD	Cl ($mg L^{-1}$)	DBO_5 ($mg L^{-1}$)	DQO ($mg L^{-1}$)	PO_4^{3-} ($mg L^{-1}$)	NO_3^- ($mg L^{-1}$)	Chl-a ($ug L^{-1}$)	COD ($mg L^{-1}$)	COT ($mg L^{-1}$)	MPS ($g L^{-1}$)	MPO ($g L^{-1}$)
S1	V	28.6	8.66	3.2	6.51	86.9	47	24	232	1.67	1.55	593	96	424	0.150	0.020
	O	13.3	7.96	2.1	1.25	16.2	24	29	57	1.42	1.49	2	107	311	0.020	0.019
S2	V	26.9	8.88	2.4	14.91	188	21	22	119	0.046	1.20	51	77	270	0.161	0.046
	O	12.1	9.01	2.2	13.6	129	23	12	27	0.049	2.33	55	87	260	0.129	0.084
S3	V	30.0	9.71	3.3	20.44	274	50	24	201	1.59	1.36	345	88	291	0.155	0.039
	O	11.6	8.35	2.4	7.65	72.3	30	1	13	1.55	1.79	39	115	291	0.049	0.022
S4	V	33.1	9.30	5.3	21.16	298	153	23	105	1.35	3.53	436	89	244	0.048	0.018
	O	13.2	8.66	3.9	8.65	85	96	21	18	1.38	4.65	57	94	290	0.026	0.015
S5	V	30.1	9.14	2.8	18.96	254	57	22	66	1.57	4.17	55	86	254	0.062	0.012
	O	13.0	8.26	2.7	12.37	119	53	13	24	1.33	6.95	92	88	271	0.035	0.010
S6	V	32.4	8.72	1.9	10.52	146	24	9	38	1.11	2.98	26	87	236	0.020	0.003
	O	13.5	7.99	2.2	9.48	92.6	36	7	13	1.21	8.97	40	81	242	0.011	0.001
S7	V	30.7	8.40	1.6	1.22	16.3	17	25	62	1.38	1.67	122	74	226	0.093	0.001
	O	13.5	7.79	1.8	3.78	36.8	25	5	14	1.31	3.00	3	71	233	0.006	0.001
S8	V	25.8	8.60	1.7	4.56	57.2	18	16	49	1.74	1.85	165	89	251	0.023	0.005
	O	13.5	7.91	1.8	3.78	36.1	24	7	25	1.50	2.94	5	101	268	0.025	0.010
S9	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	O	13.8	7.88	2.3	3.22	32.3	49	13	26	1.44	2.51	18	72	264	0.049	0.024
S10	V	26.4	8.63	2.2	11.36	144	33	21	57	1.70	1.70	288	95	252	0.200	0.008
	O	13.4	7.77	2.4	1.04	10	50	30	49	1.71	2.03	12	97	278	0.035	0.019

Tabla I. Parámetros Físicos y químicos en los muestreos verano y otoño de los diez sitios. V: verano; O: otoño. T: temperatura del agua; OD: Oxígeno disuelto; %sat OD: porcentaje de saturación de OD; DBO5: Demanda biológica de oxígeno; DQO: demanda química de oxígeno; COD: carbono orgánico disuelto; COT: carbono orgánico total; MPS: material particulado en suspensión; MPO: material particuladoorgánico.

Sitio de muestro	Estación	Cromo total (mgl^{-1})	Plomo (mgl^{-1})	Arsénico (mgl^{-1})	Cadmio (mgl^{-1})	Cinc (mgl^{-1})	Cobre (mgl^{-1})
Niveles guía*		0.002	0.001	0.05	0.0002	0.030	0.002
S1	V	0.005	0.0283	0.108	0.004	0.005	0.005
	O	<0.005	<0.005	0.09073	0.0037	0.329	ND
S2	V	0.005	0.0104	0.116	0.003	0.29	ND
	O	<0.005	ND	0.0923	0.0034	ND	<0.005
S3	V	0.005	0.02	0.111	0.005	0.34	ND
	O	<0.005	<0.005	0.09719	0.0043	ND	<0.005
S4	V	0.011	0.027	0.069	0.021	0.1	ND
	O	0,006	<0.005	0.08607	0.0229	ND	ND
S5	V	0.005	0.0133	0.048	0.004	0.27	ND
	O	<0.005	<0.005	0.05714	0.0087	ND	ND
S6	V	0.005	0.0116	0.047	0.001	0.05	0.005
	O	<0.005	ND	0.04723	0.0056	ND	<0.005
S7	V	0.005	0.0109	0.029	0.001	ND	0,031
	O	<0.005	ND	0.03493	0.0031	<0.05	<0.005
S8	V	0.005	0.0083	0.036	0.002	ND	ND
	O	<0.005	ND	0.03251	0.0026	<0.05	<0.005
S9	V	-	-	-	-	-	-
	O	<0.005	ND	0.0284	0.0099	ND	ND
S10	V	0.005	0.0091	0.032	0.003	0.05	ND
	O	ND	ND	0.02563	0.0082	ND	ND

Tabla II. Concentración de metales en cada sitio en verano y otoño.V: verano; O: otoño. *Niveles guía de calidad de agua para protección de vidad acuática. Agua dulce superficial. Ley Nº 24051.

Se realizó un ANOVA considerando los 10 sitios de muestreo. Las únicas variables que dieron diferencias significativas entre sitios ($p<0.05$) fueron: Conductividad, Cloruros, PRS, arsénico y cadmio. Los valores del ICA reflejan el estado de deterioro de la calidad del agua (Figura 2). También, se realizó un análisis de agrupamiento (*cluster*) entre los sitios. El mismo indicó una mayor similitud entre sí en los últimos sitios (S7 a S10) que fueron unidos en un grupo diferente al de los 6 primeros (S1 a S6). En este caso es interesante destacar que el S1, se encuentra más separado del resto y es uno de los que presentó varias variables con valores alejados de los normales(Figura 3). Finalmente se correlacionaron las distintas variables con el ICA y la única que se correlacionó de modo significativo y negativo con el índice ($p<0.05$, -0.68) fue la DQO.

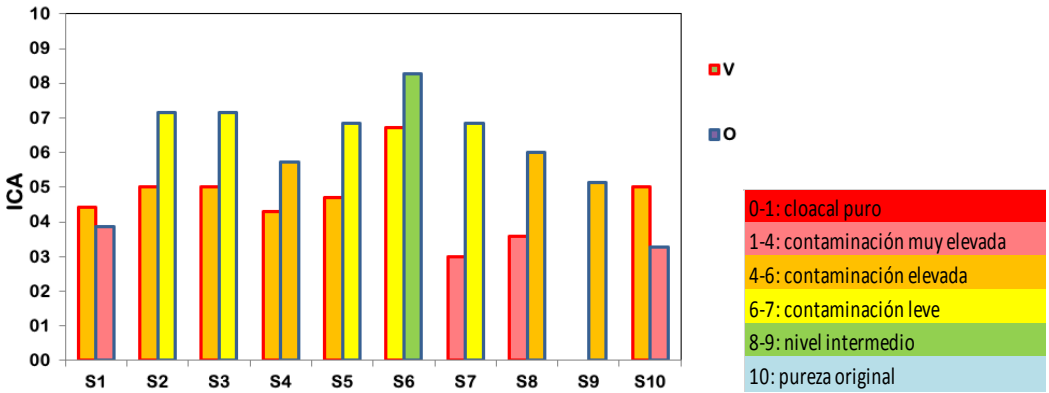


Figura 2. Indice de Calidad de Agua, calculado según Berón 1984. V: verano; O: otoño

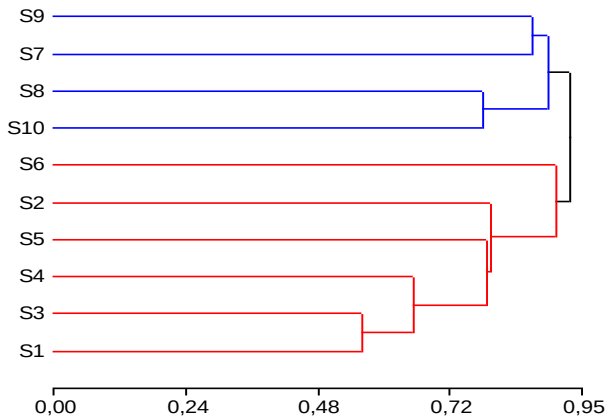


Figura 3. Agrupamiento de los distintos sitios de muestreo en el cauce principal del río Luján.

4. Conclusiones

El rio Lujan mostró un gran deterioro desde el inicio particularmente por las altas concentraciones de fósforo, las bajas concentraciones de OD y altos porcentajes de saturación; que se corroboró con los valores del ICA y el análisis estadístico.

Agradecimientos: Proyecto financiado por un subsidio a Ideas-Proyecto otorgado por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA), 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 23nd ed. Washington, DC.

Berón L. 1984. Evaluación de la calidad de las aguas de los Ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo mediante la utilización de índices de calidad de agua. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental. Mrio. de Salud y Acción Social. 38 pp.

Castañé PM, Sánchez-Caro A, Salibián A. 2015. Water quality of the Luján river, a lowland watercourse near the metropolitan area of Buenos Aires (Argentina) Environ Monit Assess (2015) 187: 645. DOI 10.1007/s10661-015-4882-y

Fernández S, Kochanowsky C, Sgroi A. 2010. Urbanizaciones cerradas polderizadas en la cuenca baja del río Luján: Aproximaciones al dimensionamiento del fenómeno. Geograficando, 6(6), pp. 165-182.

Giorgi A, Banchero M, Rivelli S, Clarensio O, Cuevas W. 1999. Algunas variables indicativas de la calidad del agua del tramo medio del río Luján. Actas VII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales: 155-162.

Ossana NA. 2011. Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires 207 p.

Riva P, Sánchez Caro A, Gaspari FJ. 2021. Caracterización morfométrica de la Cuenca del río Luján. Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GeoSIG):13 (21) Sección I:1-20. On-line: www.revistageosig.wixsite.com/geosig

Distribución espacio-temporal de variables indicadoras de calidad del agua del embalse Las Lajas, Córdoba, Argentina

María Micaela LEDESMA[a,b*], Claudia Rosa LEDESMA[a,b], Juan MARZOULI[a,b], Victor SALINAS[a,b], Nazarena SOLLA PASTEN[a], Miguel MANCINI[a,b] y María Claudia RODRIGUEZ[a,b]

[a] Departamento de Estudios Básicos y Agropecuarios, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC).
[b] Instituto de Ciencias Veterinarias. UNRC-CONICET
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: mledesma@ayv.unrc.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

Los recursos hídricos (RH) de la provincia de Córdoba son utilizados para satisfacer las necesidades de la sociedad y el ambiente. El embalse posee una superficie de 24 has y está ubicado sobre el arroyo homónimo (33°8'15"S; 64°56'4"W). No se han efectuado estudios limnológicos en este reservorio. El objetivo de este trabajo fue generar mapas de distribución espacial y temporal de las variables indicadoras de calidad del agua mediante técnicas de interpolación espacial con herramientas de sistemas de información geográfica (SIG). Se realizaron muestreos estacionales en 6 sitios y se realizaron mediciones *in situ*. Se construyeron mapas de distribución espacial de las variables medidas aplicando el software QGIS. Se observó un típico aumento de la temperatura del agua en las estaciones estivales provocando una disminución del oxígeno disuelto (OD) y de la transparencia del agua. El comportamiento de la distribución espacial de las variables fue homogéneo. A partir de estos resultados, se concluye que las herramientas disponibles en los SIG permiten obtener mapas de distribución espacial de variables indicadores de calidad del agua contribuyendo a un correcto programa de monitoreo de RH. Esta herramienta es extrapolable a otros RH del país.

Palabras Claves: embalses; calidad del agua; distribución espacio-temporal; interpolación

1. Introducción

La demanda de agua a nivel mundial aumenta de manera progresiva y la construcción de muchos embalses, responde en parte, al almacenamiento de agua dulce. En Argentina, la cantidad de diques y embalses se ha incrementado en las últimas décadas. La provincia de Córdoba cuenta con más de veinte embalses que ocupan una superficie aproximada de 15000 ha (DIPAS, 2000).

Los embalses de la zona centro norte de Argentina han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, presentando elevadas cargas de nutrientes, alta concentración de clorofila y recurrentes florecimientos algales (Ledesma *et al*., 2013).

Los modelos de interpolación espacial permiten predecir valores de las variables en sitios no muestreados y así detectar zonas críticas de forma rápida, disminuyendo la cantidad de sitios de muestreo lo que conlleva a un menor gasto económico (Alfaro Sironvalle, 2007).

La construcción de nuevos diques y embalses, como el dique Las Lajas, plantea la necesidad de un monitoreo de las características del agua y de la validación de modelos geoestadísticosya que no se registran estudios similares en el recurso bajo estudio. Además, pueden servir como componentes de un sistema de alerta temprana, debido al gran potencial turístico que presenta dicha zona serrana.

El ojetivo de este trabajo es generar mapas de distribución espacial y temporal de las variables indicadoras de calidad del agua mediante técnicas de interpolación espacial con herramientas SIG. Esta herramienta innovadora puede ser extrapolable a otros RH del país.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio y toma de muestras

El embalse Las Lajas está ubicado en la localidad de Achiras de la provincia de Córdoba, Argentina (33°8'15"S; 64°56'4"W). Su principal uso es el abastecimiento de agua, la zona constituye una reserva natural, donde además, se pueden practicar diferentes actividades turísticas y recreativas incluyendo la pesca deportiva.

Como parte de un programa de monitoreo de rutina, durante el año 2021/2022, se realizaron mediciones *in situ* en 6 sitios de muestreo fijados a lo largo de transectas predeterminadas. Se realizaron mediciones de la transparencia del agua (disco de Secchi), temperatura del agua, pH, conductividad (equipo multiparamétrico digital Martini MI 806) y OD con un oxímetro digital Hanna HI 98103. Las muestras fueron tomadas, transportadas y analizadas conforme a las recomendaciones detalladas en APHA (2000). Los muestreos se realizaron en el interior del cuerpo de agua mediante una embarcación a motor.

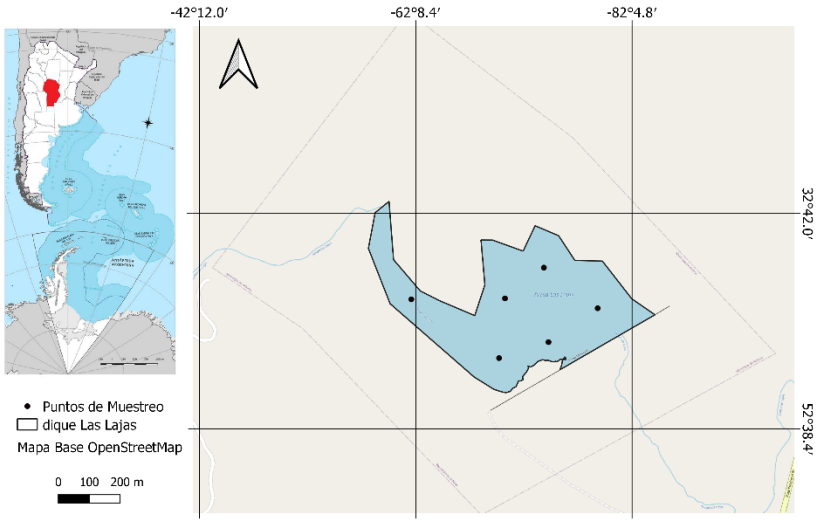


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo del embalse Las Lajas, Córdoba, Argentina.

2.2. Interpolación espacial de las variables indicadoras de calidad del agua.

Utilizando las herramientas de interpolación Distancia Inversa Ponderada (IDW) del Software QGIS versión 3.26 se obtuvieron los mapas de distribución espacial de las variables

transparencia, temperatura y OD. El método IDW sigue un enfoque de modelo determinista en el que los valores desconocidos se calculan en función de los puntos cercanos en lugar de los lejanos, asignando a cada dato una ponderación inversamente proporcional a (una potencia de) su distancia al sitio a estimar. Si la distancia es baja (cercana a 0), la distancia elevada a esta potencia es cercana a 1, por lo que el estimador asigna la misma ponderación a todos los datos. Por el contrario, si la potencia es muy alta, el inverso de la distancia más pequeña se vuelve preponderante sobre todos los términos, y el estimador se convierte en el del más cercano vecino (Kawo y Karuppannan, 2018). La variabilidad de los parámetros se representó gráficamente mediante mapas, pudiendo establecer áreas críticas de riesgo para la salud pública y animal.

3. Resultados y Discusión

La Tabla I resume los valores medios, desvíos estándar y valores mínimos y máximos para cada variable en el embalse Las Lajas y la profundidad, en las diferentes estaciones del año.

		Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Transparencia (m)	Media±DE	1.23±0.05	1.47±0.14	1.01±0.16	1.61±0.09
	Mín-Máx	1.18-1.29	1.39-1.69	0.76-1.17	1.5-1.7
pH	Media±DE	8.03±0.06	8.04±0.14	7.37±0.21	7.67±0.16
	Mín-Máx	7.96-8.12	7.89-8.28	7.05-7.61	7.48-7.96
Oxígeno Disuelto (mg/L)	Media±DE	11±0.46	9.43±0.44	6.81±1.51	10.37±0.42
	Mín-Máx	10.37-11.72	9.05-10.09	4.90-8.81	9.7-10.7
Temperatura (°C)	Media±DE	11.1±0.09	14.65±0.14	20.87±0.58	9.87±0.23
	Mín-Máx	11-11.2	7.89-8.28	19.8-21.4	9.5-10.1
Conductividad (µS/cm)	Media±DE	0.24±0.01	0.24±0.01	0.2±0.01	0.22±0.00
	Mín-Máx	0.23-0.25	0.25-0.25	0.19-0.21	0.22-0.22
Profundidad (m)	Media±DE	7.1±2.9	7.3±3.1	4.2±3	6.3±2.6

Tabla I. Media, Desvío Estándar (DE) y mínimos y máximos de variables medidas en el embalse Las Lajas.

Con el método de interpolación aplicado en el software QGIS se construyeron los mapas de distribución espacial de OD, temperatura y transparencia (Figura 2). Permitió predecir valores de las variables en sitios no muestreados y en sitios alejados a los puntos de muestreo.

En la Figura 2A se puede observar como la temperatura del agua sigue el comportamiento de la temperatura ambiente. Con altas temperatura del agua en verano (media de 20.87 °C) y bajas en invierno (media de 11.1 °C). En la Figura 2B se puede observar una disminución de la concentración de OD en los meses estivales. Este comportamiento está ligado al aumento típico de la temperatura en estos meses, llegando al valor mínimo de 4.9 mg/L en verano. En la Figura 2C se observaron los menores valores de transparencia de agua en verano (media de 1.01 m). Esta condición es consecuencia del aumento de la temperatura

del agua la que provoca un aumento de la producción algal y por lo tanto, una disminución de la concentración de OD y de la transparencia del agua. Los valores más altos de esta variable se dieronen otoño (media de 1.61 m) (Foley *et al*., 2012; Zhang *et al,.* 2015; He *et al*., 2019).

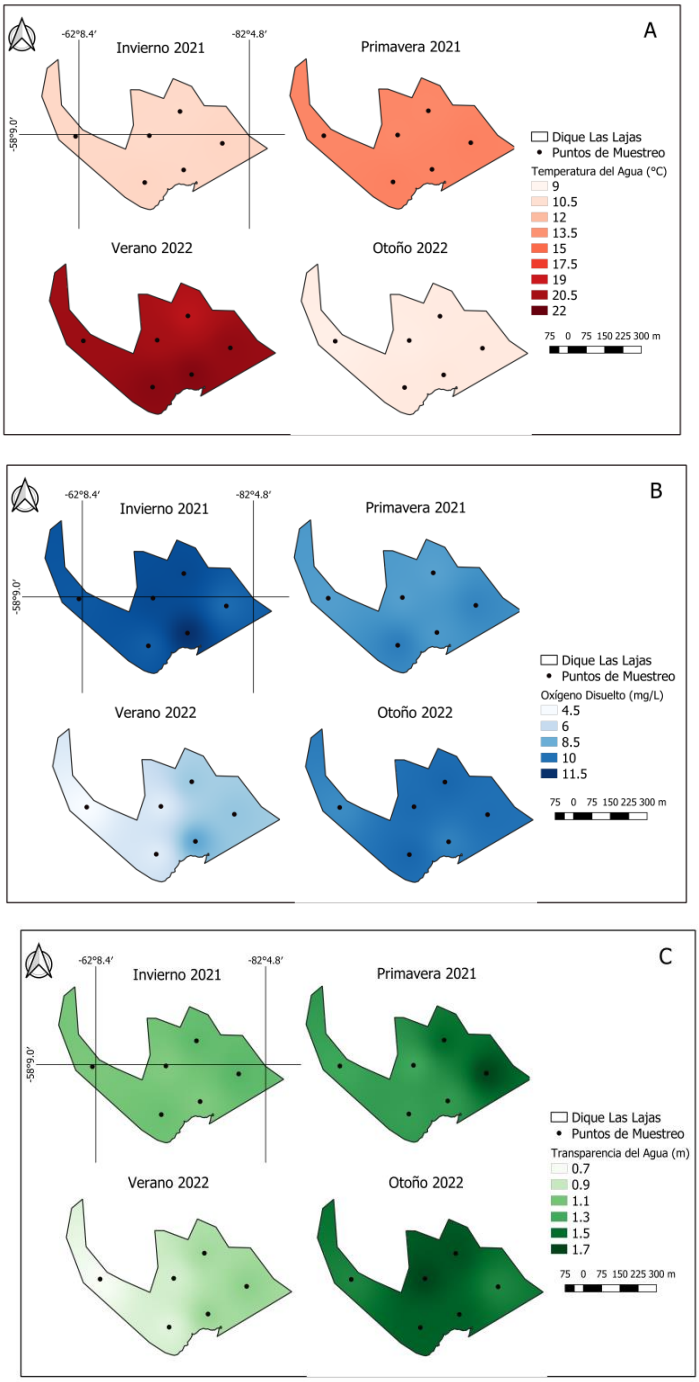


Figura 2. Distribución espacio-temporal de Temperatura (A), OD (B) y Transparencia (C) del embalse Las Lajas.

4. Conclusiones

La calidad del agua del planeta es una de los principales problemáticas actuales, a esta situación se le suma la cantidad disponible para uso humano. Por ello el aprovechamiento de este recurso debería realizarse de manera cuidadosa.

Los modelos resultantes de esta investigación infieren en los estados de contaminación y/o eutroficación a corto y mediano plazo. Los recursos naturales aún no afectados deberían conciderar gestiones globales sustentables de los ecosistemas, particularmente con los vertidos, uso y manejo del suelo, incendios con el consecuente aporte de cenizas, ganadería y agricultura, variabilidad climática, entre otras.

A partir de estos resultados, se concluye que las herramientas disponibles en los SIG permiten obtener mapas de distribución espacial de variables indicadores de calidad del agua contribuyendo a un correcto programa de monitoreo de RH. Esta herramienta es extrapolable a otros RH del país.

Agradecimientos: A la municipalidad de Achiras, Nicolás Bardossy, Lucas Bardossy y Lorenzo Regis por la imprescindible colaboración en los trabajos de campo.

Referencias bibliográficas

Alfaro Sironvalle M. 2007. Estimación de Recursos Mineros. Escuela de Minas de París.

American Public Health Association (APHA). 2000. Standart methods for the examination of water and wastewater, Washington.

Foley B, Jones I, Maberly S, Rippey B. 2012. Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology*. 57(2): 278-289.

DIPAS. 2000. Dirección Provincial de Agua y Saneamiento. Min. de Obras Públicas, Sec. de Obras Públicas Córdoba, Argentina: Gob. de Córdoba. 44 págs.

He W, Luo J, Xing L, Yu X, Zhang J, Chen S. 2019. Effects of temperature-control curtain on algae biomass and dissolved oxygen in a large stratified reservoir: Sanbanxi Reservoir case study. *Journal of environmental management.* 248: 109250.

Kawo N, Karuppannan S. 2018. Groundwater quality assessment using water quality index and GIS technique in Modjo River Basin, central Ethiopia. *Journal of African Earth Sciences:* 147: 300-311.

Ledesma C, Bonansea M, Rodríguez C, Sánchez Delgado A. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Ciência Agronômica*. 44(3):419-425.

Zhang L, Lil Q, Wu D, Zhou Q, Huang G, Ou T. 2015. Spatial-temporal characteristics and affecting factors of eutrophication in Sanbanxi reservoir, Guizhou Province, Chinese. *Journal of Ecology.* 463-470.

Susceptibilidad de peces nativos de la provincia de Córdoba (Argentina) a *Lernaea cyprinacea*(Crustacea: Copepoda) y nuevo registro de hospedador

Miguel MANCINI[a*], Juan MARZUOLI[a], Víctor SALINAS[a], Mauro Comelli[a], Claudia LEDESMA[a]

[a] INICIVET, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.
[*]Correspondencia de los autores: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

Lernaea cyprinacea es un parásito invasor de distribución mundial. En Argentina afecta a una gran variedad de peces en ambientes de baja salinidad. El objetivo del presente trabajo fue estudiar la susceptiblidad de cuatro especies de peces a *L. cyprinacea*. Los ejemplares se capturaron en un lago artificial de la provincia de Córdoba durante los meses cálidos, donde se tomaron registros de temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y transparencia del agua. En laboratorio se realizó el recuento de parásitos y se determinó su lugar de fijación en los ejemplares. Las especies evaluadas: *Psalidodon eigenmanniorum, Bryconamericus iheringii, Australoheros facetus* y *Gymnogeophagus australis,*corresponden a dos ordenes y dos familias de peces nativos de Córdoba. Los registros medios de temperatura y conductividad fueron 28.5 ºC y 0.82 uS/cm. La transparencia del agua siempre fue inferior a 36 cm. Las mojarras *P. eigenmanniorum*y *B. iheringii* exhibieron la mayor prevalencia, abundancia e intensidad, seguida de *G. australis* ($p<0.0001$). Los parásitos estaban mayormente fijados contiguos a las aletas. Se observó correlación positiva y significativa entre la carga de parásitos y la talla de los peces en *P. eigenmanniorum* ($p< 0.001$) y en *G. australis* ($p=0.02$). En *A. facetus* no se detectó la presencia del parásito. Se confirma el primer registro de *G. australis* como especie hospedadora de *L. cyprinacea.*

Palabras clave: ictiofauna; parásitos; “gusano ancla”; ecología

1. Introducción

La región central de Argentina posee una importante cantidad de ambientes acuáticos de diferente naturaleza y características del agua donde habita una gran riqueza de peces. En la provincia de Córdoba se han confirmado recientemente 52 especies ícticas, tanto nativas como introducidas (Bistoni *et al.,* 2022).

Lernaea cyprinacea, conocido vulgarmente como gusano ancla, es un parásito invasor de distribución mundial frecuente en peces. En el centro de Argentina existen reportes de su presencia en diferentes ambientes acuáticos, en especial embalses y lagunas de baja salinidad en concordancia con períodos de elevadatemperatura (Mancini *et al*., 2008). La mayor cantidad de estudios sobre la ecología de este parásito se han enfocado más hacia especies de alto valor deportivo o recreativo. En este sentido, son muy escasos los trabajos sobre *L. cyprinacea* en especies nativas de la provincia de Cordoba. El objetivo del presentetrabajo fue estudiar la presencia de *L. cyprinacea* en cuatro especies ícticas que

habitan un mismo ambiente acuático para inferir si existe diferente susceptibilidad entre las mismas.

2. Materiales y Métodos

Los peces se capturaron con redes de arrastre litoral y líneas de mano en un lago artificial del centro de la provincia de Córdoba (33°06'23"S; 64°22'32"W), durante los meses cálidos (diciembre, enero y febrero). *In situ, se* analizó en cinco puntos del lago la temperatura, el pH y la conductividad (equipo Milwaukee Ml806), el oxígeno disuelto (equipo Hanna HI 98193) y la transparencia del agua a través del disco de Secchi. Los ejemplares se identificaron a nivel de especie siguiendo a Haro y Bistoni (2007).

En laboratorio se midió la longitud total (LT) y longitud estándar (LEst) con un ictiómetro graduado en mm y se procedió al análisis de los peces mediante lupa binocular, determinando los siguientes sitios de anclaje del parásito: cabeza, branquias, cuerpo y aletas pares e impares. Se determinó la prevalencia, abundancia, intensidad media y máxima de acuerdo a Bush *et al.* (1997). La diferencia de la abundancia entre las distintas especies se determinó mediante el análisis de Kruskal Wallis ($p< 0.05$). El grado de asociación entre la longitud y el número de parásitos por pezde cada especie se evaluó mediante el coeficiete de correlación de Spearman ($p< 0.05$).

3. Resultados y Discusión

Los registros de las variables del agua se detallan en la Tabla I. Los valores medios de temperatura y conductividad fueron de 28.5 ºC y 0.82 uS/cm. La transparencia del agua siempre fue inferior a 36 cm.

	Unidad	Promedio ± DE	Mínimo-máximo	Coef. Variación
Transparencia	cm	30.8 ± 5.61	20 – 36	18.2
Temp. aire	º C	27.7 ± 3.05	24.0 – 31.5	10.9
Temp. agua	º C	28.5 ± 0.92	26.4 – 29.9	3.23
Oxígeno	mg/L	9.44 ± 1.46	7.0 – 11.31	15.42
Conductividad	uS/cm	0.82 ± 0.02	0.79 – 0.86	2.48
pH	pH	8.50 ± 0.30	8.18 – 9.12	3.52

Tabla I. Variables ambientales analizadas *in situ*

En la Tabla II se describen los órdenes, familias y peces analizados, en la Tabla III la longitud de los mismos. Las mojarras *Psalidodon eigenmanniorum*y *Bryconamericus iheringii* exhibieron la mayor prevalencia,abundancia e intensidad,seguida de *Gymnogeophagus australis* ($p< 0.0001$). Se observó correlación significativa entre la carga de parásitos y la talla de peces en *P.eigenmanniorum* ($r_s= 0.76$) y en *G. australis* ($r_s=0.44$). En *Australoheros facetus* no se detectó la presencia de *L. cyprinacea* (Tabla IV). Los sitios de mayor fijación fueron contiguos a las aletas y sólo un ejempar registró su presencia en la zona del ojo (Figura 1).

Especie	**Nombres vulgares**

Orden: CHARACIFORMES	
Familia: CHARACIDAE	
Psalidodon eigenmanniorum (Cope, 1894)	Mojarra cola colarada
Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887)	Mojarra, mojarra fina
Orden: PERCIFORMES	
Familia: CICLHIDAE	
Australoheros facetus(Jenyns, 1842)	Chanchita, palometa
Gymnogeophagus australis (Eigenmann, 1907)	Palometa, siete colores

Tabla II. Órdenes, familias y especies de peces evaluados

	Psalidodoneigenmanniorum	*Bryconamericus iheringii*	*Gymnogeophagusaustralis*	*Australoherosfacetus*
Variable	$\overline{X}$ ± D.E.	$\overline{X}$ ± D.E.	$\overline{X}$ ± D.E.	$\overline{X}$ ± D.E.
n	30	34	29	65
LEst (mm)	53±6.4 (39-63)	42±6.7 (28-56)	44±10.9 (24-79)	51±20.4 (20-109)
LT (mm)	65±7.1 (51-75)	55±8.7 (37-73)	58±14.4 (31-104)	67±27.1 (27-146)

Tabla III. Promedio ± desvío estándar ($\overline{X}$ ± D.E.), número (n), longitud estándar (LEst) y total (LT) de ejemplares analizados (mínimo y máximo entre paréntesis)

La baja salinidad y elevada temperatura del medio acuático son dos variables que poseen marcada influencia en la sobrevida y reproducción de *L. cyprinacea* (Hossain *et al.,* 2018). Esto explicaría la prevalencia y abundancia que presentaron algunas de las especies examinadas al poseer el lago agua dulce y una temperatura promedio de 28.5º C, con valores normales de oxígeno y pH para estos ambientes de tipología turbia.

Una de las vías más importantes de dispersión de *L. cyprinacea* es mediante la traslocación de peces. Estudios realizados en nuestro país indican que tanto especies nativas como no nativas actúan como agentes dispersores de *L. cyprinacea* (Waicheim *et al*., 2019). Los resultados preliminares aquí obtenidos indican diferencias significativas de abundancia entre ordenes y familias de peces nativos de la provincia de Córdoba, incluso entre especies de la misma familia. La prevalencia fue mayor al 50% en *P. eigenmanniorum* y *B. iheringii* y mucho mas baja en *G. australis*. En este senitido, dentro de Cichlidae resultó llamativo la ausencia del parásito en *A. facetus*, aún con un tamaño del doble de muestra y un amplio rango de tallas analizadas, resultados que indicarían una marcada resistencia de este pez frente a *L. cyprinacea*. Esto es consistente con trabajos previos realizados en el mismo ambiente acuático que indican idénticos resultados (Mancini *et al.,* 2018).

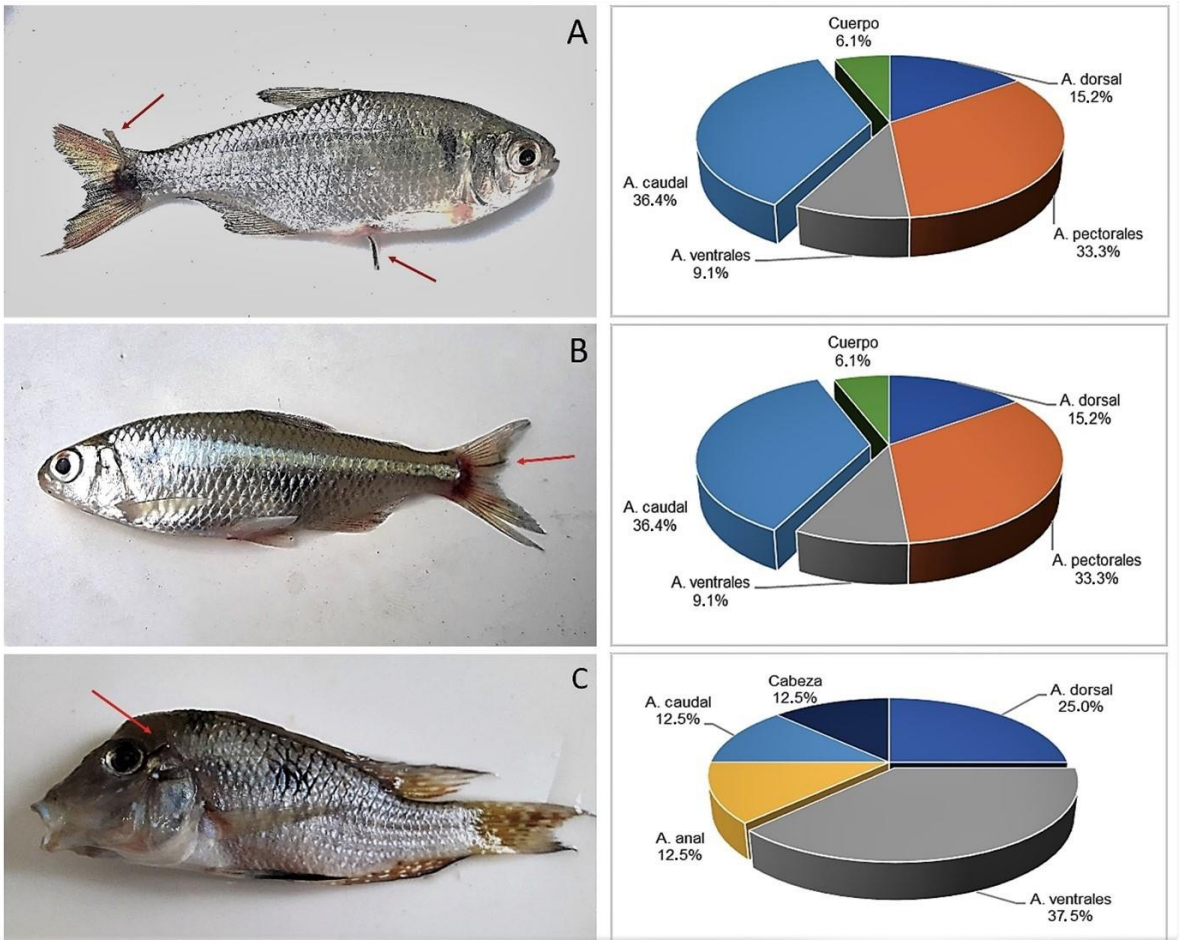


Figura 1. Lugar de fijación de *Lernaea cyprinacea* en*Psalidodon eigenmanniorum* (A), *Bryconamericusiheringii* (B) *y Gymnogeophagus australis* (C)

Indicadores	*Psalidodon eigenmanniorum*	*Bryconamericus iheringii*	*Gymnogeophagus australis*	*Australoheros facetus*
Prevalencia	51.7	55.8	21.0	(-)
Abund. media	1.13	0.91	0.28	(-)
Intens. media	2.06	1.63	1.33	(-)
Intens. máxima	4	5	2	(-)

Tabla IV. Indicadores de *Lernaea cyprinacea* en las cuatro especies ícticas evaluadas

Las diferencias de la relación existente entre la talla de los peces y la intensidad parasitaria en lasespecies analizadasconcuerda con Innal *et al.* (2017), quienes reportaron la ausencia de un patrón preciso entre la prevalencia e intensidad de parásitos en peces dediferentes edades. En las tres especies afectadas, el parásito estuvo presente en mayor cantidad a nivel de la base de las aletas, posiblemente por la mayor facilidad de penetración y mejor protección del parásito a las condiciones del medio (Stavrescu-Bedivan *et al.,* 2014).

De acuerdo a las especies de hospedadores de *L. cyprinacea*registrados por Waicheim *et al.* (2019) y a búsquedas bibliográficas exhaustivas realizadas, en este trabajo se confirma el primer registro de *L. cyprinacea* en *G. australis*.

4. Conclusiones

El ambiente evaluado presenta agua dulce, elevada temperatura y tipologia turbia. Se observa en el mismo mayor susceptibilidad a *L. cyprinacea*en especies de Characidae frente a Cichlidae, donde *A. facetus* muestra elevada resistencia al parásito sin registrar su presencia. Este constituye el primer registro de *G. australis* como especie hospedadora de *L. cyprinacea.*

Referencias bibliográficas

Bistoni M.A, Mancini M, Liotta J, Garnero P, Rivetti N, Salinas V. 2022. *Peces de la provincia de Córdoba (Argentina). Ecología y estado de conservación*. Córdoba,Editorial de la UNC. 206 págs.

Bush A, Lafferty K, Lotz J, Shostak A.1997.Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.,* revisited. *Journal of Parasitology*. 83: 575-583.

Haro G y Bistoni M.A. 2007. *Peces de Córdoba*. Córdoba, editorial de la UNC. 241 págs.

Hossain M, Ferdoushi J, Rupom A. 2018. Biology of anchor worms (*Lernaea cyprinacea*). *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 6(1): 910-917.

Innal D, Avenant-Oldewage A, Dogangil B, Stavrescu-Bedivan M, Ozmen O, Mavruk S. 2017. Susceptibility of endemic and non-indigenous fish to *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaeidae): a case study from Düger Spring Creek (Burdur-Turkey). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*. 37(3): 100-109.

Mancini M, Rodríguez C, Ortíz M, Salinas V, Tanzola R.D. 2008. Lerneosis en peces silvestres y cultivados del centro de Argentina. *Biología Acuática*. 24: 33-41.

Mancini M, Salinas V, Marzuoli J, Sardella C, Regis L. 2018. Riqueza, diversidad y macroparasitos de la fauna de peces del lago Dalcar. En Mancini M. (comp.*). El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina.). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad*.UniRío Editora. Río Cuarto. Pag. 115-130.

Stavrescu-Bedivan M, Popa O, Popa L. 2014. Infestation of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaeidae) in two invasive fish species in Romania, *Lepomis gibbosus*and *Pseudorasbora parva*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 414, 12.

Waicheim M, Arbetman M, Rauque C, Viozzi G. 2019. The invasive parasitic copepod *Lernaea cyprinacea*: updated host-list and distribution, molecular identification and infection rates in Patagonia. *Aquatic invasions*. 14(2): 350-364.

La ictiofauna de la laguna La Margarita (Córdoba, Argentina)

Miguel MANCINI[a*], Juan MARZUOLI[a], Víctor SALINAS[a], Lorenzo REGIS[a]

[a]INCIVET. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail:mmancini@ayv.unrc.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

Entre los múltiples servicios ambientales que brindan las lagunas pampeanas se destacan el mantenimiento de la biodiversidad y la provisión de proteína a través de la pesca. La provincia de Córdoba posee varias lagunas, sin embargo, la ictiofauna de muchas aún no ha sido evaluada. El objetivo de este trabajo fue determinar la riqueza, diversidad y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la ictiofauna de la laguna La Margarita (34º38'11''S; 63º44'19''O), ubicada sobre el brazo sur del río Quinto (Córdoba). Se utilizaron artes de pesca pasivos y activos. Se capturaron 11 especies pertenecientes a 5 ordenes y 8 familias, la riqueza fue mayor al promedio de 35 lagunas de Argentina ($P< 0.01$). Los resultados de los índices de Shannon y de Simpson fueron de 2.15 y 0.70, con una equidad de 0.64. La mojarra *Bryconamericus iheringii* fue la especie más numerosa (43.8 %) y el sabalito *Cyphocharax voga* exhibió la mayor biomasa (43.0 %). El pejerrey *Odontesthes bonariensis* y la carpa *Cyprinus carpio*representaron la mayor CPUE en número y biomasa de las capturas con red de enmalle y trampa, respectivamente.

Palabras clave: lagos someros; peces; diversidad; producción; pejerrey

1. Introducción

Las lagunas de la región pampeana poseen un extraordinario valor ambiental. Su importancia radica tanto en sus particularidades biológicas como en la cantidad de servicios ambientales que brindan, constituyendo el hábitat adecuado para el mantenimiento de la biodiversidad. En el sur de Córdoba, se ubican una gran cantidad de lagunas abiertas o comunicadas con otros cuerpos de agua. En este contexto, se ha demostrado que dichos ambientes poseen mayor riqueza de peces que los que no presentan comunicación (Mancini *et al*., 2016a).

Si bien una amplia variedad de peces habita en las lagunas de la región pampeana, estos poseen diferentes tipos ecológicos, alimentación y distribución espacial, donde el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es la especie de mayor interés deportivo, encuadrándose dentro del tipo de peces de aguas libres (Menni, 2004). El objetivo del presente trabajo fue evaluar las riqueza, diversidad y captura por unidad de esfuerzo de la ictiofauna de la laguna La Margarita,donde se desarrolla una importante pesquería.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La laguna La Margarita (34º38'11''S; 63º44'19''O), se ubica en el brazo sur del río Quinto, en el sur de la provincia de Córdoba (Figura 1), en la región de Humedales de la Pampa, subregión lagunas salobres de la Pampa Interior (Benzaquen *et al.,* 2017). La laguna posee

una superficie de 806 ha y se encuadra como turbia y subsalina (2.98 g/L) (Mancini *et al.,* 2019). Se utiliza como pesquería recreativa de diferentes especies, en especial de pejerrey.

2.2. Estudio de la ictiofauna

Los relevamientos de campo se efectuaron en marzo de 2018. Para la captura de peces, se utilizaron artes activos: red de arrastre de 20 m de longitud con la cual se realizaron tres maniobras cubriendo un área aproximada de 1200 m^2, y pasivos: a) dos baterías de enmalle de 68 m de longitud con paños de 15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de luz de malla, caladas en la zona norte próxima al juncal y en el centro de la laguna y b) una trampa tipo garlito que se utilizó próximo a un juncal (Figura 1).

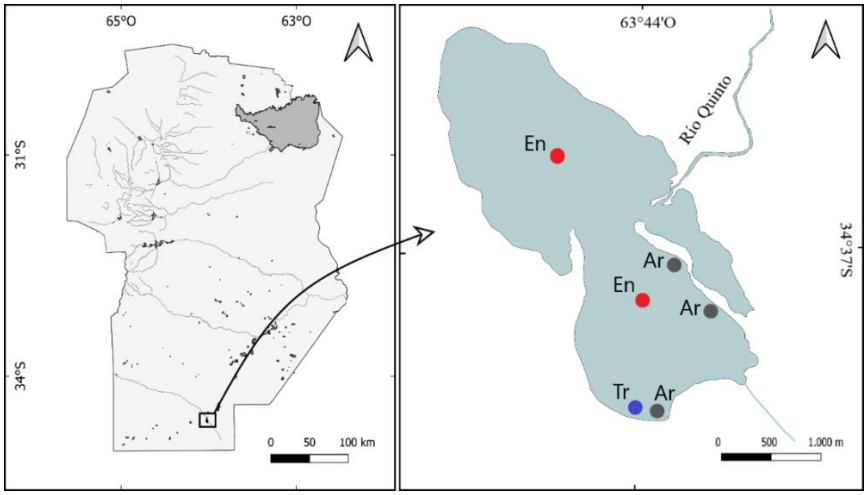


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna La Margarita y artes de pesca utilizados: En: batería de enmalle, Ar: red de arrastre litoral, Tr: trampa tipo garlito.

Previa clasificación sistemática de los peces de acuerdo a claves específicas (Haro y Bistoni, 2007), se pesaron los grupos por especie y arte de pesca. Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y uniformidad (Pielou) siguiendo a Magurran (1988). Como indicador de la abundancia se determinó la captura por unidad de esfuerzo de pejerrey ($CPUE_p$) y del total de especies presentes ($CPUE_t$), de las redes de enmalle y de la trampa, con un tiempo de referencia de 20 h. La calidad de la pesquería se evaluó mediante la densidad proporcional de stock (PSD). Una prueba *T* se utilizó para comprobar si existieron diferencias significativas de la riqueza respecto al promedio de 35 lagunasy de la $CPUE_p$ de pejerrey, tanto del peso como del número de 32 lagunas deArgentina(Mancini *et al*., 2016a).

3. Resultados y Discusión

Se capturaron 11 especies pertenecientes a 5 ordenes y 8 familias (Tabla I). La riqueza fue mayor al promedio de 35 lagunas de Argentina ($P< 0.01$). Los resultados de los índices de Shannon y Simpson fueron de 2.15 y 0.70, con una equidad de 0.64. El índice de Shannon en biomasa fue de 2.17. *Bryconamericus iheringii* fue la especie de mayor abundancia(43.8 %), seguido por el sabalito*Cyphocharax voga* (30.1%) y el pejerrey (11.9%) (Figura 2). En relación a la biomasa, primero se ubicó el sabalito (34.0%), seguido de la carpa

Cyprinus carpio(29.9%) y el pejerrey (18.9%). Estas tres especies representaron más del 80 % de la biomasa total (Figura 2).

La CPUE media de las redes de enmalle fue 58.3 kg y 167.4 peces. Las especies que dominaron en numerosidad fueron *O. bonariensis* (40.6 %) y *C. voga* (39.0 %). Las capturas de pejerrey fueron significativamente diferentes en número ($P< 0.01$) pero no en biomasa ($P> 0.05$) en relación a 32 lagunas, lo cual es consistente con el gran tamaño de los ejemplares capturados. Esto se reflejó en ladensidad proporcional de stock (PSD)que fue de 54.6 y 56.2 en cada red.Resultó llamativa la ausencia de capturas de *C. carpio*en con este arte de pesca, a diferencia de la trampa donde fue la especie más numerosa en biomasa (78.3 %) y numerosidad relativa (50.8 %). La CPUE de la trampa fue superior en peso e inferior en número con respecto a la red de enmalle (Tabla II).

Orden / Familia / Especie	Nombre común
Orden Atheriformes, Familia Atherinopsidae	
1.Odontesthes bonariensis (Valenciennes, 1835).....	Pejerrey
Orden Cypriniformes, Familia Cyprynidae	
2.Cyprinus carpio (Linné, 1758).....	Carpa
Orden Cyprynodontiformes, Familia Anablepidae	
3.Jenynsia multidentata (Jenyns, 1842).....	Tosquerito
Orden Characiformes, Familia Curimatidae	
4.Cyphocharax voga (Hensel, 1870).....	Sabalito
Familia Characidae	
5.Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887).....	Mojarra
6.Oligosarcus jenynsii (Günther, 1864).....	Mojarrón
7.Cheirodon interruptus (Jenyns, 1842).....	Mojarrita
Familia Erythrinidae	
8.Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794).....	Tararira
Orden Siluriformes, Familia Loricariidae	
9.Loricariichthys anus (Valenciennes, 1840).....	Vieja
Familia Pimelodidae	
10.Pimelodus albicans (Valenciennes, 1840).....	Moncholo
11.Rhamdia quelen (Quoy y Gaimard, 1824).....	Bagre negro

Tabla I. Especies que componen la ictiofauna de la laguna La Margarita

La riqueza y diversidad que presenta la ictiofauna de La Margarita, mayor al promedio de 35 lagunas, se explica por su condición de laguna “abierta” o comunicada con otros ambientes (Mancini *et al*., 2016a), lo cual es consistente con otros sistemas de la región estudiada (Gómez y Menni, 2006; Mancini *et al.,* 2012, 2016b). Todas las especies son propias de la región pampeana (Rosso, 2007), salvo *C. carpio*, que fue introducida al país hace varios años. Esta especie representó baja abundancia relativa, pero su biomasa fue del 30 % ocupando el segundo lugar, dado únicamente por las capturas mediante trampa. Estos resultados permiten validar la marcada diferencia de capturas según el arte de pesca, la necesidad de

utilizar varios artes para precisar la riqueza de la ictiofauna y confirma la expansión de *C. carpio*en los ecosistemas pampeanos (Maiztegui *et al*., 2016).

	Redes de enmalle		Trampa	
Especie / CPUE	Biomasa	Número	Biomasa	Número
Odontesthes bonariensis	29.2	68.0	0.1	1.2
Hoplias argentinensis	7.7	6.7	18.4	14.1
Cyphocharax voga	18.5	65.3	2.9	11.8
Cyprinus carpio	(-)	(-)	82.9	51.8
Otras especies	2.9	27.4	1.5	24.7
Total	58.3	167.4	105.8	103.5

Tabla II. *CPUE* en peso (kg) y número de pejerrey y del total de especies

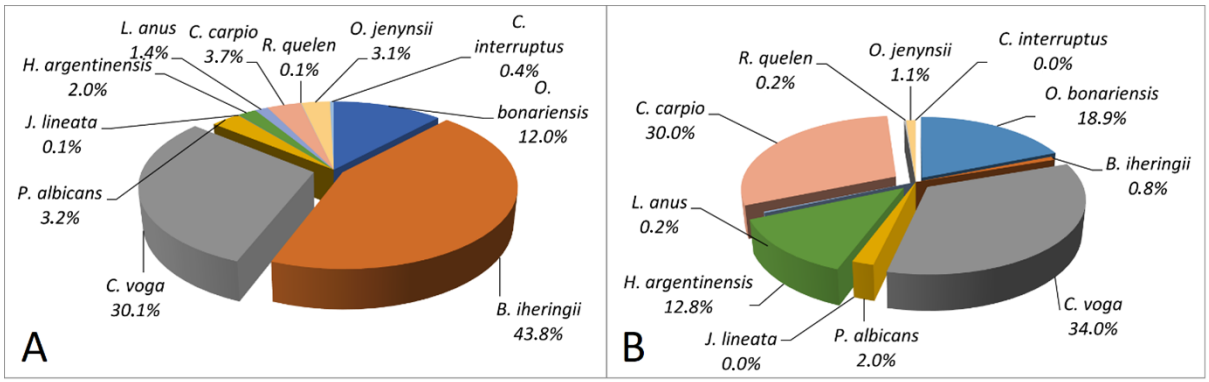


Figura 2. A: Abundancia relativa y B: Biomasa relativa de la ictiofauna,correspondiente a las capturas con todos los artes de pesca

La amplia dominancia en numerosidad de *B. iheringii*, confirma que es una especie de que posee elevados números de individuos donde habita, similar a lo que sucede con la biomasa de *C. voga* (Bistoni *et al.,* 2022).

Dentro de los peces de aguas abiertas o pelágicas, el pejerrey, especie blanco de la pesquería, fue el más importante en las capturas con redes de enmalle y representó el 12% en número y el 18.9% en biomasa del total de la ictiofauna. Al comparar otras lagunas ubicadas en el brazo sur de río Quinto, esta especie exhibió menor abundancia relativa (Mancini *et al.,* 2012; 2016b). En relación al análisis de la laguna como pesquero, la talla de los pejerreyes que habitan La Margarita, es excelente.

Hoplias argentinensis reflejó baja numerosidad y una biomasa del 12.8 %, similar a otros ambientes lénticos ubicados agua abajo (Mancini *et al.,* 2016b). *Loricariichthys anus,* habita sólo en las lagunas de la cuenca del río Quinto, siendo este quizá uno de los motivos en Córdoba de su categorización cercana a la amenaza (Bistoni *et al.,* 2022), resaltando el rol de La Margarita en el mantenimiento de diversidad de la provincia.

4. Conclusiones

En La Margarita habitan 11 especies de peces, riqueza levemente inferior a la de otras lagunas de la misma cuenca. La diversidad es alta, *B. iheringii* es la especie más numerosa

y *C. voga* la de mayor biomasa, seguida de *C. carpio*. El pejerrey exhibe la mayor CPUE con redes de enmalle y su población está compuesta por peces de elevada talla.

Agradecimientos: a D. Picca, A. Giovannoni, N. Rossi y a la Comisión Directiva del club La Margarita (Jovita) por la colaboración y atención dispensadas en los trabajos de campo.

Referencias bibliográficas

Benzaquen L, Blanco D, Bo R, Kandus P, Lingua G, Minotti P, Quintana R (eds). 2017. *Regiones de Humedales de la Argentina*. Min. Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International. UNSAM - UBA.337 págs.

Bistoni M.A, Mancini M, Liotta J, Garnero P, Rivetti N, y Salinas V. 2022. *Peces de la provincia de Córdoba (Argentina). Ecología y estado de conservación*. Córdoba, editorial de la UNC. 206 págs.

Haro G y Bistoni M.A. 2007. *Peces de Córdoba*. Córdoba, editorial de la UNC. 241 págs.

Gómez S, Menni R. 2006. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la Pampasia (Argentina central). *Biología Acuática.* 22: 151-156.

Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London.179 págs.

Menni R. 2004. *Peces y ambientes en la Argentina Continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales nº 5. Estudio Sigma, Buenos Aires. 316 págs.

Mancini M, Morra G, Salinas V. 2012. Características limnológicas y estructura de la ictiofauna de una laguna asociada al río Quinto (Córdoba, Argentina).*Biología Acuática*. 27: 163-174.

Mancini M,Grosman F, Sanzano P, Del Ponti O, Salinas V.2016a. Características limnológicas, ictiofauna y abundancia de *Odontesthes bonariensis* de 35 lagunas de la región pampeana (Argentina). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero.* 29: 79-83.

Mancini M, Salinas V, Biolé F, Vignatti A, Morra G, Echaniz S. 2016b. Limnología e ictiofauna de la laguna José María (Córdoba, Argentina), con especial referencia al pejerrey (O*dontesthes bonariensis)*. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research* 4(3):70-82.

Mancini M, Salinas V, Vignatti A, Echaniz S, Marzuoli J, Regis L. 2019. Características físico-químicas y zooplancton de la laguna La Margarita (Córdoba, Argentina). En "*Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*". Tandil. Págs. 166-168.

Maiztegui T, Baigún C, Garcia De Souza J, Minotti P, Colautti D. 2016. Invasion status of the common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. *Journal of Fish Biology*. 89(1): 417-30.

Rosso JJ. 2007. *Peces pampeanos. Guía y ecología*. L.O.L.A., Literature of Latin America. Buenos Aires, 221 págs.

Talla mínima de captura utilizada en la gestión pesquera del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). ¿Es acorde a su crecimiento en longitud?

Miguel MANCINI[1], Omar DEL PONTI[2], Pablo SANZANO[3], Claudia LEDESMA[1], Víctor SALINAS[1] y Fabián GROSMAN[3]

1. INCIVET. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto.
2. IAMA.Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa.
3. Ecosistemas. Fac. de Cs. Veterinarias, UNICEN

E-mail: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

La región centro-norte de la República Argentina posee lagunas y embalses con presencia de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Esta especie se convierte en una atracción para que innumerable cantidad de personas obtengan una excelente fuente de proteína a través de la pesca recreativa. La cantidad de ejemplares que se capturan cada año es extraordinaria por su magnitud, con registros diarios de biomasa que alcanzan 1.6 Tn/laguna. Por ello, diferentes pesqueros bajo la orbita provincial, municipal o privada, proponen fijar una Talla Mínima de Captura (TMC) de 20 o 25 cm de longitud total (LT) como protección del recurso que garantize al menos la participación en un desove. El objetivo del trabajo esverificar si las TMC vigentes para el pejerrey constituyen una medida acertada en función del variado crecimiento en longitud de la especie. Para ello, se evaluó el crecimiento con 53 registros de poblaciones alprimer año, edad a la cual se considera sexualmente maduro. En varios ambientes la LT de 20 cm establecida como TMC, se considera insuficiente porque es inferior a la talla lograda al año. En cambio, la TMC de 25 cm de LT posee mayor respaldo y seguridad para un manejo sustentable de las diferentes poblaciones.

Palabras claves: pesquerías recreativas; uso responsable; recurso pesquero; normativas

1. Introducción

En Argentina existe un sinnúmero de lagunas y embalses con pesquerías instaladas de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Esta actividad, que se halla en constante aumento,conlleva numerosos bienes y servicios conexos que benefician a múltiples sectores, comerciantes, guías, balseros, expendedores de carnadas, turismo, entre otros (Grosman *et al.*, 2019). La captura anual de pejerreyen estos sitios esde elevada numerosidad, dificil de estimar y aporta un elevado volumen de proteína para consumo humano, que en ciertos años supera la producción de todas las especies de cultivo del país, con registros de capturaque superan 15.000 peces por laguna/día (1.6 Tn/día) y 130 kg/ha/año (Mancini *et al.*, 2016).

De lo mencionado se desprende la necesidad de una adecuada gestión tendiente al uso sostenible de las poblaciones. En este sentido, una acción de manejo aplicada con frecuencia es fijar la talla mínima de captura (TMC). Conceptualmente, la TMC se establece en base a

las características biológicas de cada especie, asociada principalmente a la edad y talla de primera madurez sexual, y también otros parámetros biológicos como es el crecimiento en longitud. Esta medida se orienta a favorecer el reclutamiento de ejemplares que participaron al menos en un ciclo reproductivo (González *et al.,* 2012). El pejerrey desova al primer año de vida, como ha sido reportado en poblaciones silvestres y bajo condiciones de cultivo (Ringuelet, 1943; Luchini *et al.,* 1984; Berasain *et al*., 2001; Grosman *et al.,* 2011; Mancini *et al.,* 2016), incluso anterior (Calvo y Morriconi, 1972), si bien con baja fecundidad (Barros y Iwaszkiw, 2006) que se compensa con la numerosidad de los ejemplares de un año de la población (Freyre, 1976).

La TMC fijada para *O. bonariensis* difiere según las provinciasincluso linderas, siendo en general de 20 y 25 cm de longitud total (LT). El objetivo del presente trabajo es comprobar si las TMC vigentes en las diferentes pesquerías constituyen una medida técnicamente eficiente en función del crecimiento de la especie.

2. Materiales y Métodos

Para establecer el crecimiento en función de la edad de *O. bonariensis* considerando ambos sexos se tomó la base de datos utilizada por Mancini *et al*., (2016), sumando análisis posteriores de los autores del presente trabajo. Incluye 53 registros de lagunas y embalses de las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, San Luis y Santa Fe. Se ajustó siempre a longitud total.

La edad de los peces se infirió a través dela lectura de escamas (Grosman, 1995), adjudicando años a los annuli. Ello posibilitó retrocalcularla longitud de marcación. Con dicha información, se calculó la ecuación de von Bertalanffy: $LT_{(t)} = L\infty\ (1\text{-}e^{-k(t\text{-}to)})$, donde L∞: longitud teórica máxima esperable para el pez en el ambiente analizado; k: coeficiente de crecimiento; t: edad y t_o: edad hipotética en la cual la longitud es igual a 0 (Sparre y Venema, 1995). Para obtener información acerca de la talla media de pejerrey al año de vida, se utilizó como método de inferencia estadística la prueba de Hipótesis (Montgomery, 2004), con un nivel de significancia $\alpha=0.05$. Las hipótesis sometidas a prueba fueron: *Ho*: $\mu \leq 20$ (la talla es menor o igual a 20 cm) y *Ha*: $\mu > 20$ (la talla es mayor a 20 cm de LT). Se calcularon además los percentiles de la LT para dos primeros años de vida.

3. Resultados

Los registros de LT en los dos primeros años de vida de *O. bonariensis* se presentan en la Tabla I. Se probó que existen evidencias estadísticamente significativas para afirmar que la talla media de los peces al año de vida es mayor de 20 cm ($p < 0.0001$).

En la Figura 1 y Tabla I se observa que en el 24.5 % de las poblaciones analizadas, los ejemplares superan la LT de 20 cm al año de vida, incluso con registros mayores a 25 cm.

Edad	1 año	2 año
Poblaciones analizadas	53	52
LT mínima (cm)	11.1	16.3
LT promedio (cm)	18.4	26.5
LT máxima (cm)	27.7	36.1
DE	33.3	42.1
CV	18.1	15.8
P_{50}	17.7	26.3
P_{75}	20.0	29.1

Tabla I. Estadística descriptiva y percentiles de la LT (Longitud Total)de las poblaciones de *O. bonariensis* en los dos primeros años de vida: DE (Desvío Estándar), CV (Coeficiente de Variación), P_{50} y P_{75} (Percentiles 50 y 75).

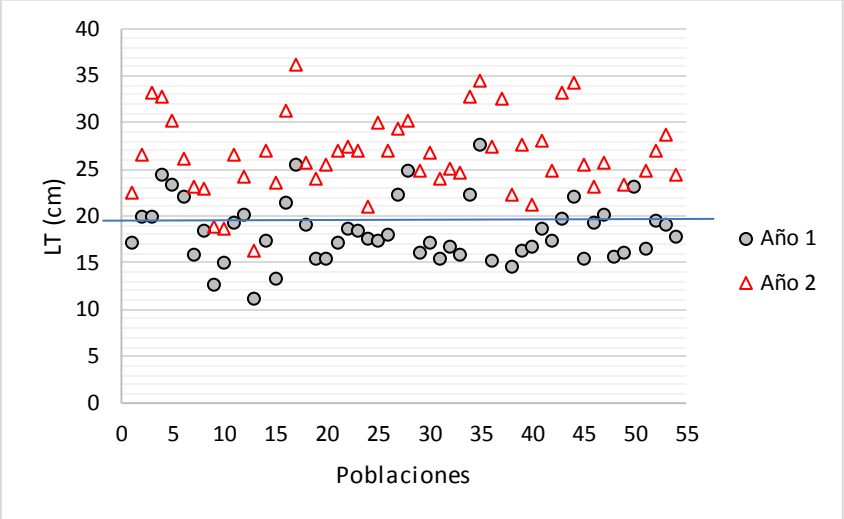


Figura 1. LT (Longitud Total) media que alcanzan los ejemplares de las diferentes poblaciones de *O. bonariensis*en los dos primeros años de vida.

4. Discusión

El crecimiento de los peces puede variar por oferta alimenticia, migraciones, características del agua, densidad poblacional, genética, competencia intra e interespecífica, entre otros factores, que determinan diferencias importantes de la longitud que alcanzan en función de su edad (Magnussen, 2007). En el caso del pejerrey, los datos analizados muestran diferencias, que pueden incluso variar en el mismo ambiente a escala temporal y espacial (Mancini *et al.,* 2016; Flores Gómez, 2018; Vega Calderón, 2019). Esto repercute en determinarla TMC para asegurarsu eficiencia como medida de manejo.

Si bien en la base de datos analizada el promedio de LT al año de vida es de 18.4 cm, en el 25 % de los ambientes supera los 20 cm estipulados en la reglamentación de algunas provincias. La delimitación de esta talla incurriría en el error de capturar peces que aún no han alcanzado la madurez sexual y transformarse por lo tanto, en una medida poco conservadora. Además, no siempre la primera talla de madurez en *O. bonariensis* es igual en ambos sexos, sumado a la posible presencia de dos o más cohortes anuales y que esta especie ajusta la primera madurez o su precocidad reproductiva en respuesta principalmente

a la presión de pesca y a las variaciones de las condiciones ambientales (Grosman, 1995; Moresco y Bemvenuti, 2006; Flores Gómez, 2018; Vega Calderón, 2019).

Por el contrario, cuando la TMC es de 25 cm se perfila más apropiada y segura para una mejor gestión de las pesquerías, ya que se ubica por encima de la LT que alcanza el pejerrey para madurar sexualmente en prácticamente todas las poblaciones analizadas. Por su parte, a dicha talla un cierto porcentaje de las poblaciones de la base de datos pertenecen a la edad 2+, lo cual aseguraría al menos dos desoves previos (Berasain *et al.,* 2001; Mancini *et al.,* 2016) a fin de reforzar el reclutamiento. Este último, sumado al crecimiento, la mortalidad, la tasa de explotación junto a la edad de la madurez sexual, son parámetros relevantes en la dinámica de las poblaciones (Pope *et al.,* 2010). En este sentido, la gestión de las pesquerías de pejerrey debería complementarse además con el ajuste de los periodos de veda en función de las diferencias interanuales que presenta, principalmente en respuesta a variables ambientales que pueden desencadenar retrasos o acortamientos del periodo de desove (Grosman, 1995; Miranda y Del Fresno, 2019; Del Fresno *et al.,* 2021).

5. Conclusiones

La LT de 20 cm establecida en algunas provincias como TMC para el pejerrey, se considera insuficiente porque es inferior a la talla que alcanza la especie al año de vida en un alto porcentaje de las pesquerías analizadas. La gran diferencia espacial y temporal del crecimiento que exhibe *O. bonariensis*, refleja la necesidad de revisar de manera periódica la TMC en cada ambiente para un manejo más preciso, junto a otras medidas de gestión como el ajuste de los periodos de veda y la limitación de cupos de pesca. En este sentido, considerando la versatilidad de las poblaciones, la naturaleza y características del agua de la gran cantidad de ambientes donde habita el pejerrey, establecer la TMC de 25 cm de LT se muestra más segura para un manejo sustentable general.

Referencias bibliográficas

Barros S, Iwaszkiw J. 2006. Fecundidad del Pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes, 1835) (Pisces: Atherinidae) en el embalse Cabra Corral, Provincia de Salta, Argentina. *AquaTIC*, 24:42-49.

Berasain G, Velasco C, Colautti D. 2001. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). En: *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 33-40.

Calvo J, Morriconi E. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthysbonariensis*). III. Estudio de la fecundidad, época y número de desoves. *Anal. Com. Invest. Cient. de Bs. As*. 53:75-83.

Del Fresno P, Colautti D, Berasain G, Miranda L. 2021. Gonadal development in pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) during spawning season in relation with sex steroids and temperature variation in Gómez lake (Pampas region, Argentina). *Anais da Academia Brasileira de Ciências.* 93(2):1-13.

FloresGómez S. 2018. Variación interanual de los parámetros biológicos del pejerrey O*dontesthes bonariensis* en el lago Titicaca (lado peruano), periodo 2009 – 2015. *Boletín del Instituto del Mar de Perú*. 33(1):53-63.

Freyre L. 1976, La población de pejerrey de la Laguna de Lobos. *Limnobios* 1:105-128.

González J, Pajuelo J, Lorenzo J, Santana J, Tuset V, Jiménez S, PeralesRaya C, González Lorenzo G, Martín Sosa P, Lozano I. 2012. *Talla Mínima de Captura de peces, crustáceos y moluscos de interés pesquero en Canarias. Una propuesta científica para su conservación.* González, J, Pajuelo

J. Lorenzo J (eds.), Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria. 252 p.

Grosman F. 1995. *El pejerrey. Ecología, cultivo, pesca y explotación*. Editorial Astyanax. 132 p.

Grosman F, Sanzano P, Agueria D, González G, Sergueña S. 2011. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición corporal y alimentación del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en un ambiente del SO de Buenos Aires, Argentina. *AquaTIC*. 12:20.

Grosman F, Mancini M, Del Ponti O, Sanzano P, Salinas V. 2019. La pesca recreativa-deportiva del pejerrey: una actividad masiva y dinamizadora. En: *La Barrancosa: una invitación a conocer las lagunas pampeanas*. F. Grosman, P. Sanzano y A. Bertora (Eds): 237-253. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Tandil.

Luchini L, Quirós R, Avendaño T. 1984. Cultivo del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) en estanques. *Mem. Asoc. Latinoamer. Acuicult*.5(3):581-587.

Magnussen E. 2007. Interpopulation comparison of growth patterns of 14 fish species on Faroe bank: are all fishes on the bank fast-growing? *Journal of Fish Biology*: 71:453–475.

Mancini M, Grosman F, Dyer B, García G, Del Ponti O, SanzanoP, Salinas V. 2016**.** *Pejerreyes del sur de América. Aportes al estado de conocimiento con especial referencia a Odontesthes bonariensis.*UniRío Editora. 279 p.

Miranda L, Del Fresno P. 2019. Influencia de la temperatura del agua sobre la época de desove del pejerrey. En: *La Barrancosa: una invitación a conocer las lagunas pampeanas.* F. Grosman, P. Sanzano y A. Bertora (Eds): 212-222. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Tandil.

Montgomery D. 2004. Diseño y Análisis de Experimentos. 2° Edición. Ed. Limusa.

MorescoA, de A.Bemvenuti M. 2006. Biología reproductiva do peixerei *Odontesthes argentinensis* (Velenciennes) (Atherinopsidae) da regiao marinha costeira do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23(4):1168-1174.

Pope K, Lochmann S, Young M. 2010. *Methods for Assessing Fish Populations*. Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit -- Staff Publications. Paper 73.

Ringuelet R, 1943. *Piscicultura del pejerrey o atherinicultura*. Ed. Suelo Argentino. Col. Agro (6). 162p.

Sparre P, Venema S. 1995. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Parte 1. FAO Doc. Téc. Pesca, (306): Revisión 1, Valparaíso. 420 p.

Vega Calderón V. 2019. Estimación de la época reproductiva y longitud media de la primera madurez sexual del pejerrey argentino *(Odontesthes bonariensis,* Cuvier & Valenciennes 1835*)* en la zona norte del lago Titicaca (2010-2017). Tesis para optar el título de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Facultad de Ciencias Biológicas. Escuela de Ingeniería Pesquera. Perú. 64 p.

Caracterización de los vuelcos de plantas de tratamiento de aguas residuales en Tandil, ¿Dentro de los valores máximos por la legislación?

Estefanía AVALO[a*], Laura Estefanía PAZ[a], Joaquín COCHERO[b], Máximo SIMONETTI[b], Jimena SUÁREZ[b], Agustina CORTELEZZI[a]

[a] Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires
[b] Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet", Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires
[*]Correspondencia a los autores: E-mail: eavalo@ecosistemas.exa.unicen.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

En este trabajo se evaluaron distintos parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, demanda química y bioquímica de oxígeno, sólidos sedimentable) e indicadores de contaminación fecal (*Escherichia coli* y coliformes totales) con el objetivo de caracterizar los vuelcos de las plantas de tratamiento de agua residuales de la ciudad de Tandil y determinar si los mismos se encuentran dentro de los valores admisibles por la legislación vigente (Ley provincial N° 11820 y la Ley N° 9565 Resolución 336/2003). El estudio se realizó en cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico, las cuales reciben distintos caudales y realizan diferentes tratamientos. Una vez caracterizados los vuelcos, se pudo determinar que la DBO_5, la DQO, los sólidos sedimentables a 10' y a 2 hs y coliformes totales se encuentran por fuera de los valores máximos permitidos. El control de estos y otros parámetros no incorporados aún por la legislación actual (compuestos emergentes como compuestos farmacéuticos), es fundamental para la protección de los ecosistemas urbanos y los servicios que ellos brindan.

Palabras clave: tratamiento de efluentes; contaminación de agua; efluentes cloacales; descargas; arroyo urbano

1. Introducción

Los ecosistemas acuáticos urbanos son receptores de diferentes compuestos contaminantes, lo que representa un riesgo para la biota y la salud humana (Walsh *et al.,* 2005). Una de las principales fuentes de contaminación de los arroyos urbanos son las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) (Petrie *et al.,* 2015; van Puijenbroek *et al*., 2019). El ingreso de aguas residuales a los cuerpos de agua provoca alteraciones en la concentración de nutrientes y bacterias patógenas, presencia de grasas y aceites, entre otros (Gangar *et al.,* 2021), afectando la estructura y función del ecosistema (Gücker *et al.,* 2006; Edegbene *et al.,* 2021).

El grado de impacto de los compuestos contaminantes depende de la efectividad del tratamiento de los efluentes antes de ser vertido a los cuerpos receptores (Edokpayi *et al.,* 2017). En la Provincia de Buenos Aires, las normas que rigen los parámetros de vuelco de las PTARs son la Ley provincial N° 11820 y la Ley N° 9565 Resolución 336/2003 de la

Autoridad del Agua Provincial (ADA), que en su Anexo II establece los parámetros de calidad de las descargas a la colectora cloacal y a los cuerpos de agua superficial.

En la ciudad de Tandil (Buenos Aires, Argentina) funcionan actualmente cuatro PTARs. Si bien existen trabajos que han reportado la pérdida de calidad ecológica en sitios asociados a las descargas de las PTARs de la ciudad (Ruiz de Galarreta *et al*., 2013; Cortelezzi*et al.,* 2019), hasta el momento no se cuenta con registros de la calidad y cantidad de los vuelcos de estas plantas. El objetivo de este estudio es caracterizar los distintos vuelcos de las PTARs de Tandil y comparar los valores registrados con los límites admisibles de vertido de efluentes cloacales según las leyes vigentes.

2. Materiales y Métodos

El presente estudio se realizó en la ciudad de Tandil ubicada en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires (Figura 1). Se evaluó el impacto de las PTARs de la ciudad a partir del análisis de sus vuelcos. La PTAR CENTRO, recibe un caudal diario de 37000 m^3 y cuenta con un sistema de pretratamiento compuesto por un conjunto de rejillas, desarenador, sedimentador primario (tratamiento primario), filtros percoladores (tratamiento biológico), sedimentación secundaria (tratamiento secundario), digestor anaeróbico y canchas de secado para el tratamiento de los lodos y, por último, la cloración (tratamiento químico). La PTAR V. AGUIRRE recibe un caudal de 12000 m^3 diarios, y presenta un sistema de tratamiento primario que consta de un conjunto de rejillas y un tanque de aireación, un sedimentador secundario donde los lodos pueden recircular o ir directamente a la cancha de secado y, por último, la cloración; previo al vuelco, el efluente pasa por una cámara de contacto. La PTAR MOVEDIZA procesa unos 2500 m^3/día, difiere de las PTAR anteriores en que sólo cuenta con tratamiento biológicos aeróbicos (Achaga, 2022). Por último, la PTAR PIT tiene un sistema más sencillo de tratamiento de los efluentes y es el que menor caudal recibe (se estima unos 1500m^3/día) ya que sólo se utiliza para tratar los efluentes cloacales del Área del Parque Industrial Tandil. Las dos primeras plantas vuelcan sus efluentes sobre el A° Langueyú mientras que las últimas dos vierten en arroyos temporales o canales que luego desembocan en el cauce principal del Aº Langueyú.

Se recolectaron muestras de los vertidos de las cuatro PTARs en noviembre de 2021 y marzo y junio de 2022. En cada vuelco se midieron parámetros de pH, conductividad ($\mu S/cm$), oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T°) mediante un sensor multiparamétrico (Aqua combo Trans Instruments HM3070). Se tomaron muestras de agua para determinar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), la presencia de bacterias *Escherichia coli* y coliformes totales, sólidos sedimentables a 10 minutos (SS 10´) y a 2hs (SS 2 hs.), siguiendo protocolos estandarizados (APHA, 2005).

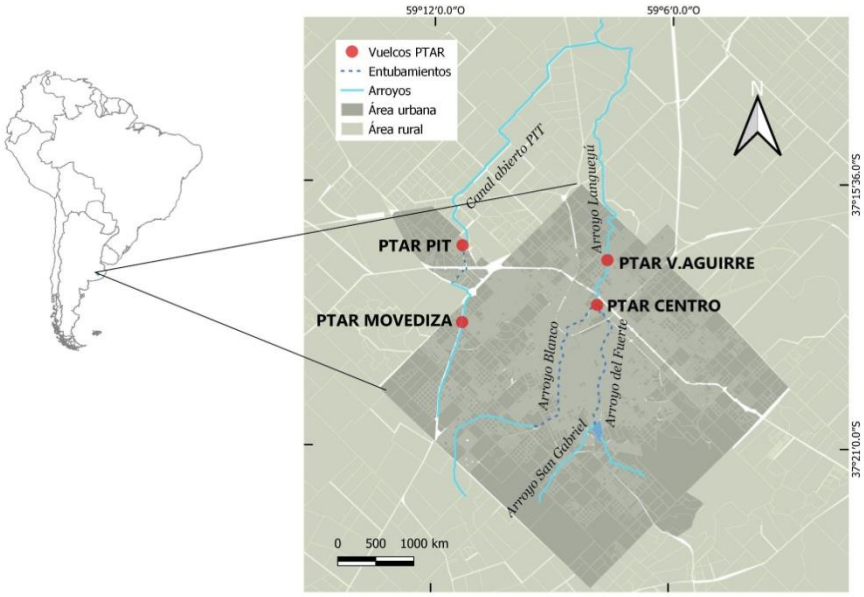


Figura 1. Localización del área de estudio con los cuatro sitios de muestreo, los arroyos temporales y permanentes y las canalizaciones

3. Resultados y Discusión

En la tabla I se detallan los resultados de los parámetros de vuelco obtenidos en los tres muestreos según lo establecido por la Ley N°11820 y/o la Res. 336/03. La temperatura (18.60°C ± 4.33) y el pH (7.91 ± 0.17) se encuentran dentro de los límites permisibles por ley. Por el contrario, los valores de DBO_5 fueron mayores a los permitidos en todos los muestreos para la PTAR MOVEDIZA, en marzo para la PTAR V. AGUIRRE y en junio para la PTAR PIT. La DQO estuvo por fuera de los límites en marzo de 2022 para todas las PTAR excepto la PTAR CENTRO. En cuanto a los SS 10', se observó presencia en todos los sitios a excepción de PTAR PIT y PTAR V. AGUIRRE en junio, al igual que para los SS 2 hs. Finalmente, en todos los vuelcos y muestreos, a excepción de PTAR V. AGUIRRE junio, la concentración de coliformes totales se registró por encima de lo permisible por la ley.

Por otro lado, parámetros como conductividad, oxígeno disuelto y *E. coli* no presentan límites establecidos por ley, aunque suelen ser utilizados como indicadores de contaminación de tipo cloacal. El promedio de los valores obtenidos de conductividad fue de 1230.6 µS/cm ± 182.5, con un máximo en PTAR PIT en marzo (1344.0 µS/cm ± 9.5). Los resultados se asemejan a los presentados en de Cifuentes (2014) para vuelcos de PTAR. Por otra parte, el OD varía en los distintos vuelcos con mínimos encontrados para noviembre en el vuelco PTAR Movediza (1.15 mg/l ± 0.07), para marzo en la PTAR V. AGUIRRE (2.10 mg/l ± 0.17) y para junio en PTAR Centro (5.93 mg/l ± 0.058). Los valores bajos de OD se relacionan con vertidos con alto contenido en materia orgánica y nutrientes (Chapman *et al*., 1996). Si bien la regulación no impone límites para *E. coli*, los resultados obtenidos pueden ser comparados con los establecidos para ambientes de agua dulce con uso recreativo humano con contacto directo

de uso infrecuente establecidas por el Ministerio de Salud, Res. Ministerial 125/2016. Este límite indica un nivel máximo de 573 UFC/100ml de *E. coli*, ampliamente superado en los muestreos realizados, con mínimo de 142000 UFC/100ml y máximo de 8400000 UFC/100ml, exceptuando a la descarga de la PTAR V. AGUIRRE (0 UFC/100 mL). Los resultados obtenidos son similares a los registrados en descargas de PTARs en la ciudad de Bahía Blanca, donde los parámetros de temperatura y pH se encontraban dentro de la regulación, pero la DQO, DBO, SS10', SS2 hs y coliformes totales, estaban por fuera de los límites admisibles (Cifuentes et al., 2014). Estos autores también registraron valores elevados de *E.coli* similares a los registrados en líquido cloacal crudo (WHO, 2003), 10^6–10^7UFC/100ml.

Parámetros medidos		Límite Ley Prov. N°11820	Límite Resolución 336/03	PTAR CENTRO	PTAR V.AGUIRRE	PTAR MOVEDIZA	PTAR PIT	PTAR CENTRO	PTAR V.AGUIRRE	PTAR MOVEDIZA	PTAR PIT	PTAR CENTRO	PTAR V.AGUIRRE	PTAR MOVEDIZA	PTAR PIT
				NOVIEMBRE 2021				MARZO 2022				JUNIO 2022			
T°	°C	<45	<45	19.1	18.7	17.6 [17.4 - 17.9]	18.9 [18.7 -19.2]	21 [20.7-21.2]	20.8 [20.7-20.8]	18.1 [17.3-18.6]	18.0 [17.9-18.1]	14.5 [14.2-14.8]	10.9 [10.8-11]	9.9 [8.4 - 10.7]	8.4 [7.2 - 9.1]
pH	UpH	6.5 - 10	6.5 - 10	8.0 [8.0 - 8.1]	7.9 [7.9 - 8.0]	7.7	8.1 [8.0 - 8.2]	7.9 [7.9-7.9]	7.9 [7.7-7.9]	7.9 [7.6-7.9]	8.1 [7.9 - 8.1]	7.9 [7.8 - 7.9]	7.6 [7.6 - 7.6]	7.7 [7.5-7.8]	8.0 [7.5 - 8.3]
DBO	mg/l	<50	<50	7.09	5.04	341	1.94	--	155	446	30	18	9	58	74
DQO	mg/l	<250	<250	--	--	--	--	--	494	865	901	139	32	129	125
SS 10'	ml/l	Ausente	Ausente	-	-	-	-	3.1 [1.9 - 4.2]	4.36 [4.3 - 4.5]	17.2 [8.0 - 35.0]	0 [0 - 0.1]	0.6 [0.5 - 0.7]	0 [0 - 0.1]	49.6 [45 - 57.3]	0 [0 - 0.1]
SS 2hs	ml/l	<1	<1	-	-	-	-	3.6 [2.4 - 4.7]	6 [6.0-6.0]	24 [10.7 - 50]	0 [0 - 0.1]	1.03 [0.7 - 1.3]	0.3 [0.1 - 0.5]	25.1 [20 - 31.1]	0.1 [0 - 0.2]
Coli. totales	UFC/100ml	<5000	<2000	1600000	<100000	4200000	1000000	12200000	27500000	420000	890000	142000	200	340000	270000

Tabla I. Parámetros registrados del vuelco de las plantas de tratamiento de aguas residuales de Tandil, y límites establecidos por la Ley Provincial N° 11820 y la Regulación 336/03 según la Autoridad del Agua. Los casilleros en rojo indican parámetros por encima de los valores admisibles para vuelcos de efluentes cloacales a cuerpos de agua superficiales

4. Conclusiones

Se caracterizaron los vuelcos de las cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Tandil, y la mayoría de los parámetros analizados que se encuentran comprendidos por las regulaciones provinciales N° 11820 y/o N° 9565 Resolución 336/2003, superaron los valores máximos establecidos. El control de estos y otros parámetros no incorporados aún por la legislación actual (compuestos emergentes como fármacos), es fundamental para la protección de los ecosistemas urbanos y los servicios que ellos brindan.

Agradecimientos: A las alumnas que colaboraron en los muestreos: Agustina Halle Ulberic, Salomé Laborde, Ariana Retribe, Emilia Saino y Rosario Corone. Estudio financiado por el proyecto PICT-2019-01020.

Referencias bibliográficas

Achaga JA. 2022. *Estudio de las concentraciones atmosféricas de metano en el sector norte de la ciudad de Tandil: análisis de la contribución del sector desechos* [Tesis de Grado, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires].

APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC

Cifuentes O, Escudero D, Medus S, Bohn A, Dosso A. 2014. *Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos del polo petroquímico y área portuaria de*

Bahía Blanca. Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Bahía Blanca y Municipalidad de Bahía Blanca, Comité Técnico Ejecutivo. Bahía Blanca, 42-43.

Chapman, Deborah V, World Health Organization, UNESCO & United Nations Environment Programme (eds). 1996. *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2nd ed. E & FN Spon.

Cortelezzi A, Barranquero RS, Marinelli CB, Fernández San Juan MR, Cepeda RE. 2019. Environmental diagnosis of an urban basin from a social-ecological perspective. *The Science of the Total Environment*, *678*, 267-277.

Edegbene AO, Odume ON, Arimoro FO, Keke UN. 2021. Identifying and classifying macroinvertebrate indicator signature traits and ecological preferences along urban pollution gradient in the Niger Delta. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, *281*, 117076.

Edokpayi J, Odiyo J, Durowoju O. 2017. Impact of wastewater on surface water quality in developing countries: A case study of South Africa. *Water Quality*, 401-416.

Ley provincial 11820/1996 [con fuerza de ley]. Marco regulativo para la prestación del servicio de agua potable. 11 de septiembre de 1996.

Gangar T, Satyam K, Patra S. 2021. Monitoring/sensing techniques to address pollutant heterogeneity assessment in wastewater. En M. Shah & S. Rodriguez-Couto (Eds.), *Microbial Ecology of Wastewater Treatment Plants*. Elsevier. Págs. 279-314.

Gücker B, Brauns M, Pusch MT. 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American BenthologicalSociet.25*(2), 313-329.

Petrie B, Barden R, Kasprzyk-Hordern B. 2015. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*. *72*: 3-27.

Resolución Ministerial 125/2016 [Comisión Permanente de Revisión Anual de Normas de Calidad de Agua de Uso y Consumo Humano]. Directrices sanitarias para enteropatógenos y microorganismos oportunistas en agua ambiente. Diciembre 2017.

Resolución 336/2003 [Ministerio de asuntos agrarios y producción]. Anexo II, relativa a los Parámetros de Calidad de las Descargas Límite Admisibles. 15 de octubre de 2003.

Ruiz de Galarreta A, Noriega R, Najle R, Rodriguez CI, Barranquero R, Díaz A, Miguel R, Pereyra M, Priano M. 2013. Análisis de la calidad del agua del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires. *Revista de Estudios Ambientales*, *1*: 2-28.

van Puijenbroek PJTM, Beusen AHW, Bouwman AF. 2019. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. *Journal of Environmental Management*, *231*: 446-456.

Walsh CJ, Fletcher T y Ladson T. 2005. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: Looking to the catchment to save the stream. *Journal of The North American Benthological Society -24*: 690-705.

World Health Organization. 2003. *Guidelines for safe recreational water environments. Coastal and fresh waters*. Génova. Vol. 1.

Zolkefli ZHH, Mumin KHA, Idris DR. 2020. Autonomy and its impact on midwifery practice. *British Journal of Midwifery*, *28*(2): 120-129.

Análisis multivariado en el potencial restaurador de *Tripogandra diuretica* por tolerancia a metales pesados

Sofia CARUSSO[a*], Laura DE CABO[b], Bárbara M Gómez [c], Marisol REALE.[c], Yanina EL KASSISSE [c], Valeria RODRIGUEZ SALEMI[c], Ángela B JUÁREZ [d]

[a] Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia (MACN)-Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación (ANPCyT) , E-mail: soficarusso@gmail.com
[b] MACN -CONICET
[c] Subgerencia Centro de Tecnología del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua,Ezeiza, Buenos Aires, Argentina
[d]DBBE, IBBEA-CONICET y Departamento de Química Biológica. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Los cuerpos de agua del Área Metropolitana de Buenos Aires están altamente deteriorados debido en parte al alto grado de contaminación industrial. Mediante la fitorremediación se pueden reducir las concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en el ambiente, mejorando la calidad y recuperando los servicios ecosistémicos.El objetivo de este trabajo es estudiar la tolerancia a cromo y plomoen sedimentos por *Tripogandra diuretica* (Commelinaceae)con el propósito de aplicarla en la restauración de riberas. Se realizaron dos ensayos de exposición: a cromo (50 – 100 – 350 – 500 -1000 ppm) yplomo(100 – 200 – 350 – 500 -1000 ppm), y un control sin agregado de metal bajo condiciones controladas de invernáculo durante 35 días (20 plantas por tratamiento). Al finalizar, se cosecharon las plantas, se midió clorofila, número de hojas, longitud de raíz y de tallo. Se realizó un análisis de función discriminante teniendo en cuenta todas las variables. Con dos ejes, se explica el 88% de la variabilidad en el cromoy el 90% en el plomo. Las variables medidas no diferencian entre tratamientos para ningún metal. Por lo tanto, *T.diuretica* tolera la presencia de cromo y plomo, constituyendo una alternativa de cubresuelos para la restauración de riberas contaminadas con estos metales, incluso a altas concentraciones.

Palabras clave: restauración; *Tripogandra diuretica*; cromo; plomo; planta nativa; herbácea

1. Introducción

La región del AMBA (Área Metropolitana de Buenos Aires) presenta un elevado grado de deterioro de las aguas superficiales y acuíferos. Los ríos y arroyos de las principales cuencas de la región se encuentran muy modificados, con canalizaciones, desviaciones, entubamientos parciales o totales, y un alto grado de contaminación industrial, cloacal y rural, entre otras modificaciones (Feijóo y Lombardo, 2007; Herrero y Fernández, 2008; Di Pace y Barsky, 2012; Magdaleno *et al.,* 2001). La cuenca del río Matanza-Riachuelo (provincia de Buenos Aires) incluye las zonas más densamente pobladas del país y, como consecuencia, registra la mayor cantidad de problemas ambientales (Jergentz *et al.,* 2004; Malpartida *et al.,* 2003).La fitorremediación es el uso de plantas y microorganismos asociados para reducir las

concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en el ambiente. Las plantas pueden remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar metales pesados, radioisótopos y contaminantes orgánicos. Esta tecnología es considerada una estrategia de rehabilitación novedosa, rentable, eficiente, ambientalmente amigable, aplicable *in situ* y energéticamente económica y sustentable (Ali *et al.,* 2013). El uso de las franjas vegetadas para reducir el impacto de las fuentes no puntuales de contaminación a los sistemas de aguas continentales ha sido reconocido como una buena práctica de gestión en el manejo de estos sistemas (Wang *et al*., 2012). En un estudio realizado en la Cuenca del río Matanza-Riachuelo, se determinó que ciertas especies de plantas fueron poco afectadas por los niveles de contaminación detectados en los suelos, promisorio para los propósitos de remediación (Mendoza *et al.,* 2015). La estimulación del crecimiento de especies vegetales nativas capaces de absorber, retener y acumular metales y nutrientes en exceso junto a otras acciones que contemplen la recuperación de las características originales del ambiente y el tipo y dinámica de contaminantes presentes, permitirá la recuperación integral del sistema. En este tipo de manejo subyace la necesidad de generar conocimiento para abordar con claridad y efectividad las acciones tendientes a lograr los objetivos de intervención deseados. (Jimenez Otarola, 2004). El objetivo de este trabajo es estudiar la tolerancia a cromo y plomo en sedimentos por *Tripogandra diuretica (*Commelinaceae) con el propósito de aplicarla en la restauración de riberas.

2. Materiales y Métodos

2.1. Material vegetal

Los ejemplares de *T.diuretica* fueron obtenidos a partir de un monocultivo del Jardín de Especies Nativas del Museo Argentino de Ciencas Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN-CONICET). Se cosecharon 300 ejemplares de 20 cm de largo y se las colocó en recipientes de plástico con agua desionizada para enraizar durante 10 días. Al cabo de este tiempo las plantas presentaban un sistema radicular bien desarrollado con crecimiento en los tallos. Se seleccionaron los ejemplares para el ensayo teniendo especial cuidado en excluir aquellos que presentaran hojas secas.

2.2. Diseño Experimental

El ensayo se desarrollo en el invernáculo del MACN-CONICET durante un período de 35 días, desde el 4octubre al 5 de noviembre 2019. Se llenó macetas rectangulares con 155 g del sustrato, cuyas características se reflejan en la Tabla I. Se introdujoel cromo mediante el agregado de $K_2Cr_2O_7$ de acuerdo con la siguiente serie: 0 mg kg^{-1}, 50 mg kg^{-1},100 mg kg^{-1}, 350 mg kg^{-1},500 mg kg^{-1}y 1000 mg kg^{-1}.Para el plomose utilizó $Pb(NO_3)_2$, siguiendo las concentraciones 0 mg kg^{-1}, 100 mg kg^{-1}, 200 mg kg^{-1}, 350 mg kg^{-1} ,500 mg kg^{-1}y 1000 mg kg^{-1}. El ensayo se realizó con 10 réplicas en cada tratamiento. Cada maceta fue regada con agua desionizada llegando cada vez a capacidad de campo. Luego de 10 días de equilibrio

de los metales, se sembraron dos plantas por maceta. Semanalmente se midió la clorofila (Minolta SPAD-501), número de hojas y largo del tallo. Al finalizar el ensayo, se midió también la longitud de la raíz. Se separaron las porciones aéreas de las raíces y se guardaron en bolsas de papel madera. Luego de 48hs en estufa, se pesó y pulverizó ambas partes y se las utilizó para la determinación de cromo y plomo en suelo y en las porciones de la planta; a través de mineralización con ácido nítrico asistida por microondas utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica, siguiendo los metodos dictados por la EPA 3015, 3051 y 3052 (US EPA, 2007, 1996).

	Carbono Orgánico Total	**Fósforo Total**	**NTK**
	g COT/kg peso seco	mg P/ kg peso seco	mg N-NTK/kg peso seco
Media	436.67	486.67	10179.33
DS	41.02	69.96	1227.92

Tabla I. Características del sustrato utlizado para el ensayo de tolerencia

2.3. Análisis Estadístico

Se realizó un análisis de función discriminante lineal (AFD) para explorar si a través de las variables medidas es posible diferenciar los tratamientos y detectar qué variable se ve más afectada. Los análisis fueron realizados utiliando el software open source R (R 4.1.1).

3. Resultados y Discusión

Se muestra el análisis de la función discriminante lineal de cromo y plomo en la Tabla II. En todos los casos, las variables se pueden comparar ya que en el análisis estadistico se estandarizó las variables, dado que presentan unidades distintas. En el caso del cromo la variable que más contribuye a las diferencias entre grupos en la función discriminante uno es el largo del tallo, y la longitud de raíz en el eje dos. El eje 1 explica casi el 58% de la variabilidad entre tratamientos, mientras que el 2 el 28%. Entre las dos primeras funciones se explica el 86% de la variablidad total. Para el plomo, el número de hojas y la clorofila son las variables que más contribuyen a las diferencias en los ejes 1 y 2, respectivamente. El eje 1 explica el 76.3% de la variabilidad entre grupos, y el 2 determina el 14%; explicando casi el 90% entre los dos primeros ejes.

	cromo				**plomo**			
	LD1	**LD2**	**LD3**	**LD4**	**LD1**	**LD2**	**LD3**	**LD4**
Longitud Raíz	-0.62	0.38	0.46	-0.65	-0.76	0.02	0.61	-0.46
Largo Tallo	0.59	-0.08	0.8	0.49	-0.2	-0.27	-0.91	-0.4
Número Hojas	-0.95	0.1	-0.28	0.65	0.22	-0.96	0.38	0.37
Clorofila	-0.02	-1.01	0.28	-0.34	-0.82	0.37	-0.33	0.55

Tabla II. Ejes canónicos del análisis de función discriminante del ambos metales. En rojo se marca la variabla que más contribuye en cada función discriminante.

Sin embargo, al realizar la representación gráfica de las funciones discriminantes elegidas, no se puede apreciar una separación entre las elipsis formadas por cada tratamiento para ambos metales (Figura 1). Por lo tanto, no se puede asegurar que con las variables que fueron medidas se pueda distinguir diferencias entre tratamientos, para ambos metales.

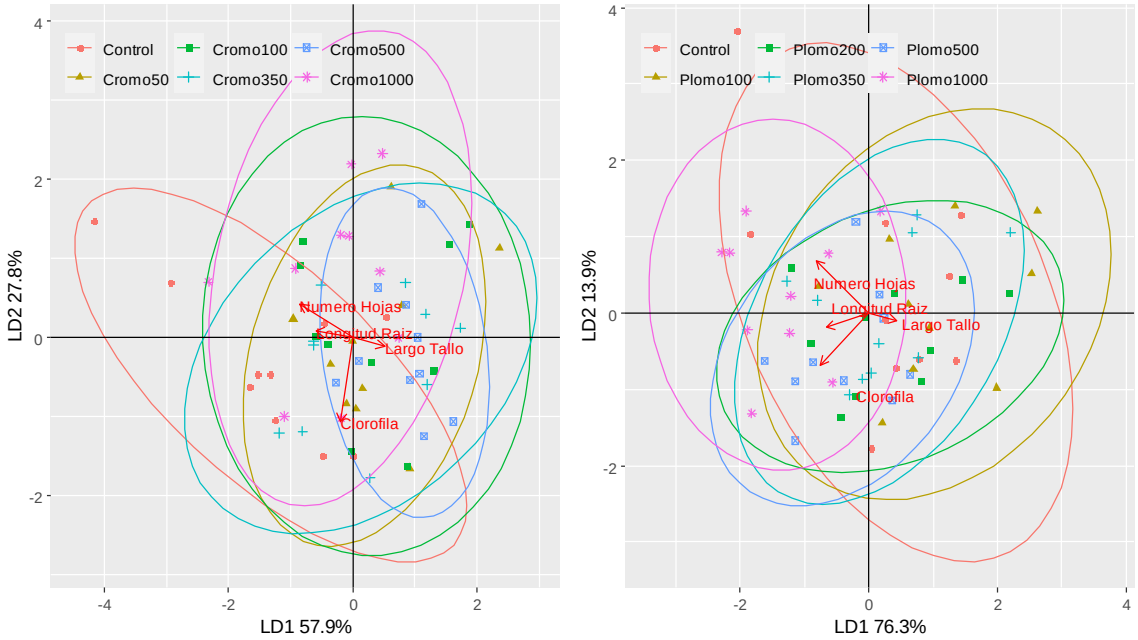


Figura 1 . Gráfico del análisis de la función discriminante lineal para el cromo (izquierda) y el plomo (derecha)

Un efecto común observado en plantas como respuesta a la exposición a altas concentraciones de metales pesados es la degradación de pigmentos fotosintéticos, causando deficiencias en la capacidad de fotosíntesis (Mazhoudi *et al.,* 1997). El plomo afecta en su mayoría al crecimiento de la raíz (Zhou *et al.,* 2016), dado que solo un pequeño porcentaje, alrededor del 5% se transloca a las porciones aéreas. Estudios en trigo por Sharma y Sharma (1993) mostraron una reducción del 50% en el número de hojas por planta al estar expuestas a 0.5mM de cromo agregado en el medio nutritivo. La mayoría de los efectos de estos metales sobre las plantas se han evaluado de manera univariada. Nuestro estudio aporta un enfoque multivariado sobre la tolerancia de *T.diuretica* para su aplicación como restauradora de suelos altamente contaminados con estos metales.

4. Conclusiones

Tripogandra diuretica resulta tolerante a concentraciones elevadas de cromo y plomo y resultaría una buena alternativa de cobertura para la restauración de riberas contaminadas con dichos metales.

Referencias bibliográficas

Ali H, Khan E, Sajad MA. 2013. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.

di Pace M, Barsky A. 2012. Agua y territorio. Fragmentación y complejidad en la gestión del recurso hídrico en la Región Metropolitana de Buenos Aires. Buenos Aires: Editorial CICCUS.

Feijoó CS, Lombardo RJ. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41(7), 1399-1410.

Herrero AC, Fernández L. 2008. Acuíferos... ¿deteriorados o sobreexplotados? Planificación de la extensión de redes: análisis de las entradas y salidas artificiales del ciclo hídrico en las CUMEBA. En: De los ríos no me río. Diagnóstico y reflexiones de las cuencas Metropolitanas de Buenos Aires. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento. Editorial Temas.

Jergentz S, Mugni H, Bonetto C, Schulz R. 2004. Runoff-relatedendosulfancontamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(3), 345-352.

Jiménez Otárola F. 2004. El manejo integrado de cuencas hidrográficas como enfoque para la gestión de los recursos naturales y el ambiente. *Recursos Naturales y Ambiente*, 43: 4.

Malpartida AR. 2003. La cuenca del río Matanza-Riachuelo. Revisión de antecedentes de recursos naturales, compuestos xenobióticos y otros polutantes en la cuenca. Disponibleen www.ambiente-ecologico.com.

Magdaleno A, Puig A, de Cabo L, Salinas C, Arreghini S, Korol S, Bevilacqua S, López L, Moretton J. 2001. Water pollution in an urban Argentine river. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(3), 0408-0415.

Mazhoudi S, Chaoui A, Ghorbal MH, Ferjani EE. 1997. Response of antioxidant enzymes to excess copper in tomato (Lycopersicon esculentum Mill.). *Plant Sci* 127:129–137

Mendoza RE, García IV, de Cabo L, Weigandt CF, de Iorio AF. 2015. The interaction of heavy metals and nutrients present in soil and native plants with arbuscularmycorrhizae on the riverside in the Matanza-Riachuelo River Basin (Argentina). *Science of the Total Environment*, 505, 555-564.

Sharma DC, Sharma CP. 1993. Chromium uptake and its effects on growth and biological yield of wheat. *Cereal Res Commun* 21:317–321

US. EPA . 1996. Method 3052 (SW-846): Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Test Methods for Evaluating Solid Waste. Washington, DC.

US. EPA . 2007. Method 3015A (SW-846): Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts, and of sediments, sludges and oils. Washington, DC

Wang L, Duggin JA, Nie D. 2012. Nitrate–nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of environmental management*, *99*, pp.1-9.

Zhou C, Huang M, Li Y, Luo J. 2016. Changes in subcellular distribution and antioxidant compounds involved in Pb accumulation and detoxification in Neyraudia reynaudiana. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 21794-21804.

Concentración de insecticidas en peces de la Franja Costera Sur del Río de la Plata

Natalia CAPPELLETTI[a], Ariel PARACAMPO[b], Tomás MAIZTEGUI[b], Silvia FANELLI[b], Carlos BONETTO[b], Hernán MUGNI[b]

[a]CONICET. Departamento de ambiente y turismo. UNDAV
[b]Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet (ILPLA) UNLP-CONICET
*Correspondencia a los autores, E-mail: arielp@ilpla.edu.ar; bonetto@ilpla.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los sistemas acuáticos

Resumen

El uso extensivo de insecticidas en Argentina resulta en la presencia de éstos en arroyos de cuencas agrícolas y la exposición de organismos no blanco. El objetivo de este trabajo fue determinar la concentración de insecticidas en peces de la Franja Costera Sur del Rio de la Plata.La hipótesis propuesta se fundamenta en que los insecticidas presentes en los arroyos pueden alcanzar el Río de la Plata, y ser incorporados por los peces. Se realizó un muestreo en el río en la zona de Ensenada, colectando peces con distintos hábitos alimentarios y características ecológicas: sábalo (*Prochilodus lineatus*)i liófago-detritívoro; patí (*Luciopelodus pati*) ictiófago; dorado (*Salminus brasiliensis*) ictiófago y pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) zooplanctófago.Se determinó la concentración declorpirifos, cipermetrina, deltametrina, λ-cialotrina, permetrina, endosulfan I, II y sulfato, en músculo dorsal, por CG (ECD).Se detectaron insecticidas en 7 de los 11ejemplares analizados, determinándose más de un compuesto por espécimen. Los pesticidas con mayor frecuencia de detección fueron clorpirifos, endosulfan II y endosulfan sulfato, con rangos de concentraciones entre 1.1-21; 4.6-17 y 2.7-17 $ng \cdot g^{-1}$, respectivamente. Con menor frecuencia se detectaron los piretroides λ-cialotrina, permetrina y cipermetrina, con concentraciones entre 3.1-33; 14-17 y 5.8-14 $ng \cdot g^{-1}$, respectivamente. Las concentraciones fueron un orden de magnitud mayores en sábalos que en ejemplares de dorado y patí, no registrándose insecticidas en pejerrey. Las diferencias entre especies reflejan los efectos de factores ecológicos (hábitos alimenticios), características químicas de los contaminantes (hidrofobicidad) y fisiología de cada especie (contenido lipídico).
Estos resultados preliminares muestran la presencia de insecticidas en músculo de tres de las cuatro especies capturadas, las cuales son de importancia pesquera local y regional. Se continúa el estudio para determinar el eventual riesgo para la salud representado por las concentraciones de los compuestos hallados en especies de consumo.

Palabras clave: insecticidas; peces; toxicidad; hábitos tróficos; contenido lipídico

1. Introducción

El consumo de pesticidas en Argentina aumentó de 39 millones de kg en 1991 a 336 millones en 2012 (CASAFE, 2016). Una fracción de los agroquímicos aplicados en los cultivos es arrastrada por la escorrentía superficial a los cursos de agua adyacentes (Mugni *et al.,* 2011). Se ha registrado la presencia de pesticidas en peces de cuencas con intensa actividad agrícola (Ordanza *et al.,* 2009, Akinsanya *et al.,* 2021). Se determinaron contaminantes orgánicos, como hidrocarburos alifáticos, clordanos y bifenilos policlorados en sábalos (*Prochilodus lineatus*) del área costera del Río de la Plata (Colombo *et al.,* 2000). No obstante, se desconoce la eventual

presencia de insecticidas en tejidos de peces. La principal hipótesis que se plantea es que los peces de la franja costera sur del Río de la Plata registran contaminación por insecticidas en una magnitud que se propone determinar. Una segunda hipótesis se basa en que los pesticidas con Kow > 10^3 son preferencialmente acumulados en musculo de peces (Pérez-Parada *et al.,* 2018). Asimismo, las sustancias hidrofóbicas con Kow> 10^5 y que son pobremente metabolizadas son susceptibles a ser biomagnificadas (Kelly *et al.,* 2007). Por lo tanto, se plantea que en los organismos con diferentes hábitos alimentarios el perfil de insecticidas y sus concentraciones reflejarán la transferencia de los compuestos por las distintas vías detrítica y planctónica, y la concentración de insecticidas registrada será significativamente mayor en los niveles tróficos superiores (ictiófago) con respecto a los inferiores (zooplanctófago). El objetivo del presente estudio es determinar la concentración de los insecticidas más utilizados en agricultura (clorpirifos, cipermetrina, λ-cialotrina, endosulfan y cipermetrina y deltametrina) en peces de la Franja Costera Sur del Rio de la Plata.

2. Materiales y Métodos

Se llevó a cabo un muestreo en diciembre de 2021, en la zona de Ensenada (34°49'7.99"S; 57°54'8.04"O), en cuyas costas drenan cuencas de alto impacto antrópico con actividad hortícola y sectores urbanos.

Los relevamientos ictiológicos se realizaron en el marco de los proyectos EBIPES (Evaluación Biológica y Pesquera de Especies de Interés Deportivo y Comercial en el Río Paraná, Argentina) y EBIRPLA (Evaluación Biológica y Pesquera de especies de interés deportivo y comercial del Río de La Plata) con la participación de la Dirección de Planificación y Gestión de Pesquerías de la Nación y Dirección Provincial de Pesca de Buenos Aires. Asimismo, se registraron: Temperatura del agua, conductividad, sólidos totales disueltos (TSD) y pH fueron determinados *in situ.*

Se determinó la concentración de insecticidas en sábalo (*P. lineatus*) iliófago-detritívoron=4, patí (*Luciopelodus pati*) n=2 y dorado (*Salminus brasiliensis*) n=2 ictiófagos y pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) n=3 zooplanctófago. Se extrajo una submuestra, de músculo latero-dorsal de aproximadamente 10x5 cm y 2 cm de profundidad. Se trituró y se separó una porción de 20 g de tejido para posterior extracción de pesticidas. La extracción de los tejidos, parcialmente disecados con sulfato de sodio (relación sulfato-tejido 2:1), se llevó a cabo mediante extracción sólido-líquido utilizando diclorometano y sonicación (SONICS-Vibra Cell, VCX 500) en cuatro ciclos y combinando los extractos. El extracto final fue filtrado (Whatman N°41) y concentrado con N_2. A partir de este extracto se determinó el contenido de lípidos por gravimetría, se realizó la purificación con columna de Florisil®, se concentró bajo flujo de N_2 y se adicionó 10 ul de estándar interno (Tetraclorometilxileno; Ultra, Inc.) para posterior análisis cromatográfico. La determinación de los insecticidas se realizó en cromatógrafo gaseoso con

detección de captura electrónica (GC-ECD;HP, serie 6890), columna: HP-5 (30 m, 0,53 mm DI), gas portador: N_2, temperatura del detector: 290ºC. La recuperación se verificó utilizando sobre agregado del analito. La identificación y cuantificación se realizó con patrones de insecticidas Accustandard, Inc. Los límites de detección oscilaron entre 1 y 5ng·g^{-1}peso húmedo. Los datos fueron analizados con software Xlstat, previo testeo de normalidad y homocedasticidad.

3. Resultados y Discusión

Los parámetros limnológicos indicaron una temperatura de 21.1°C, TSD80mg/L, conductividad de 180 µS.cm-1 y pH de 7.1. Los ejemplares de sábalo, patí y dorado presentaron concentraciones detectables de insecticidas. Todos los insecticidas analizados fueron detectados al menos en dos ejemplares, excepto la deltametrina, que no fue detectada en ningún ejemplar. Si bien el número de peces analizados es reducido (11), en más de la mitad (7) se detectaron insecticidas, apareciendo más de un compuesto por espécimen (Tabla I). La única especie analizada en la que no se detectaron insecticidas fue pejerrey. Las concentraciones de clorpirifos y endosulfan determinadas fueron superiores a la de piretroides, reflejando las características químicas de estos compuestos (mayor hidrofobicidad y persistencia).

Las concentraciones de los isómeros de endosulfan I, II y sulfato oscilaron entre 1.1 hasta 17.1ng·g^{-1}en peso húmedo, resultando similares a las determinadas en carpas (*Cyprinus carpio*) del Rio Negro (Ondarza *et al*., 2010). Las concentraciones de clorpirifos oscilaron entre 1.1 y 21.1 ng·g^{-1}. En Argentina existe un registro de concentraciones de clorpirifos, en bagre sapo (*Rhamdia quelen*) del Arroyo Claromecó (provincia de Buenos Aires), con concentraciones entre 8 y 375 ng·g^{-1}peso húmedo (Álvarez, 2014).

	P. lineatus				*S. brasiliensis*		*L. pati*
Compuestos (ng g^{-1})	**sábalo**	**sábalo**	**sábalo**	**sábalo**	**dorado**	**dorado**	**pati**
Clorpirifos	1.7	16.3	21.1	9.0	2.7	1.1	1.7
Endosulfan I	8.0	10.1	8.1	ND	1.1	ND	ND
Endosulfan II	4.5	16.6	11.7	11.3	9.0	5.9	5.5
Endosulfan Sulfato	17.0	14.5	10.0	4.4	2.7	4.5	2.8
λ-cialotrina	3.1	33.4	ND	3.4	ND	ND	ND
Permetrina	13.8	17.1	ND	ND	ND	ND	ND
Cipermetrina	5.8	12.3	ND	16.4	ND	ND	ND
Deltametrina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Longitud total (mm)	490	480	510	550	520	565	420
Hábito trófico		Iliófago-detritívoro (Menni, 2004)			Ictiófago (Menni, 2004)		Ictiófago (Menni 2004)
Lípidos (%)	3.20	6.56	10.50	3.68	0.74	0.64	0.89

ND no detectable

Tabla I. Concentraciones de insecticidas (ng g-1 en peso húmedo) en músculo dorso-lateral de los peces analizados, solo se muestras los especímenes donde al menos se registró un compuesto.

Los piretroides λ-cialotrina, permetrina y cipermetrina se detectaron en concentraciones entre 3.1-33.4; 13.8-17.1 y 5.8-16.4 ng g^{-1}, respectivamente (Tabla I). Las concentraciones de insecticidas fueron un orden de magnitud mayoren sábalos, que en dorados y patí, y, como se mencionó previamente, no se registraron insecticidas en los tres ejemplares de pejerrey analizados. Las diferencias observadas entre especias reflejan los efectos de factores ecológicos (hábitos alimenticios), características químicas de los contaminantes (hidrofobicidad) y particularidades fisiológicas de cada especie (contenido lipídico). En el caso del clorpirifos la concentración se correlacionó con el contenido lipídico del músculo (r^2:0.91; p<0,05). La transferencia trófica de pesticidas organoclorados y la acumulación vinculada al contenido lipídico de los tejidos ha sido reportada por Da Silva *et al.* (2008), quienes estudiaron la ocurrencia de compuestos organoclorados en muestras de sedimentos, bivalvos (*Anodontites trapesialis*) y dos especies de peces (*Prochilodus scrofa*y *Pimelodus maculatus*) en una zona agrícola de la cuenca del río Piracicaba (São Paulo, Brasil). La elevada persistencia de estos insecticidas en el ambiente se debe a su naturaleza química, fundamentalmente su hidrofóbica, esto explicaría la presencia de endosulfan, prohibido en Argentina en 2013 (SENASA, 2022). Rasmussen *et al.* (2015) estudiaron arroyos en Dinamarca, registrando concentraciones elevadas de compuestos prohibidos en sedimentos y sólidos suspendidos como organoclorados (DDT y lindano) y organofosforados (clorpirifos), debido a prácticas agrícolas anteriores.

En el caso de los piretroides, menos persistentes, su presencia podría explicarse a su uso extendido en áreas urbanas y residenciales como repelentes, aplicaciones veterinarias y jardinería (Wielgomas y Piskunowicz, 2013). Como consecuencia, se determinaron en cuerpos de agua asociados tanto a actividades agrícolas como no agrícolas (Huff Hartz *et al.,* 2019). En cuanto al consumo humano, todas las muestras presentaron concentraciones en base lipídica inferiores a los límites máximos de residuos (LMR) para productos cárnicos establecidos internacionalmente (Codex Alimentarius) para cialotrinas (3000 ng g^{-1} lípido), cipermetrinas (2000 ng g^{-1} lípido) deltametrina (500 ng g^{-1} lípido) y clorpirifos (1000 ng g^{-1} lípido)

4. Conclusiones

Más de la mitad de los ejemplares analizados, pertenecientes a diferentes especies de peces destinadas al consumo humanocontenían insecticidas en músculo. Es necesario intensificar el estudio para determinar el eventual riesgo para la salud representado por las concentraciones de insecticidas en las especies de consumo.

Agradecimientos: CONICET financiamiento PIP 11220200102509CO (2021-2023). Concentración de insecticidas en peces de la Franja Costera Sur del Río de La Plata.

Referencias bibliográficas

Akinsanya B, Olaleru F, Samuel O, Akeredolu E, Isibor P, Adeniran O, Saliu J, Akhiromen D. 2021. Bioaccumulation of Organochlorine Pesticides, Procamallanus sp (Baylis, 1923) infections, and

Microbial Colonization in African Snakehead fish Sampled from Lekki Lagoon, Lagos, Nigeria. *Brazilian journal of biology. Revista brasleira de biologia*. 81(4):1095–1105.

Alvarez M. 2014. Estudios tendientes a establecer el comportamiento ambiental del insecticida clorpirifos en ambientes acuáticos de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias

CASAFE. 2016.Cámara Argentina de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes.https://www.casafe.org/pdf/2015/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitario-2012.pdf

Codex Alimentarius FAO. MM 0095 - Meat (from mammals other than marine mammals): https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/commodities-detail/en/?lang=en&c_id=195.

Colombo J, BilosC, Remes Lenicov M, Colautti D, Landoni P, Brochu C. 2000. Detritivorous fish contamination in the Rio de La Plata estuary. A critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 57: 1139-1150

Da Silva M, Camargo P, Martinelli L, Lanças F. 2008. Organochlorine pesticides in Piracicaba river basin (São Paulo/Brazil): a survey of sediment, bivalve and fish. *Química Nova*: 31 (2):214-219.

Huff Hartz K, Nutile S, Fung C, Sinche F, Moran P, Van Metre P, Nowel L, Lydy M. 2019. Survey of bioaccessible pyrethroid insecticides and sediment toxicity in urban streams of the northeast United States. *Environmental Pollution*. 254: 112931.

Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Morin AE Gobas FA. 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. Science (New York, N.Y.), 317(5835), 236–239.

Mugni H, Ronco A, Bonetto C. 2011. Insecticide toxicity to Hyalella curvispina in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 74 (3):350-354

Ondarza P, Miglioranza K Gonzales M, Escalante A, Aizpún J, Moreno V. 2009. Bioacumulación de DDTs por macrófitas palustres y peces en la laguna Nahuel Rucá (Buenos Aires, Argentina). *Sociedad de toxicología y química ambiental* (SETAC): 44–46.

Ondarza P M, Miglioranza, K S B, Gonzalez, M, Shimabukuro V. M., Aizpún J E, Moreno V J. 2010. Organochlorine Compounds in Common Carp (*Cyprinus carpio*) from Patagonia Argentina. Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, 5(1): 41-47

Pérez-Parada A, Goyenola G, Teixeira de Mello F, Heinzen H. 2018. Recent advances and open questions around pesticide dynamics and effects on freshwater fishes.Current Opinion in Environmental Science & Health,Volume 4,38-44.

Rasmussen J, Wiberg-Larsen P, Baattrup-Pedersen A, Cedergreen N, McKnight U, Kreuger, J, Friberg N. 2015. The legacy of pesticide pollution: an overlooked factor in current risk assessments of freshwater systems. *Water Research.* 84: 25-32.

SENASA. 2022. https://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-511-2011-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria.

Wielgomas B, Piskunowicz M. 2013. Biomonitoring of pyrethroid exposure among rural and urban populations in northern Poland. *Chemosphere*. 93(10): 2547-2553.

Menni R C. 2004. Parte I Las regiones naturales de Argentina y su Ictiofauna, 4 tipos morfológicos y ecología, Alsina A R (eds./comp.) Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Buenos Aires, 67-69.

Concentración de As, Cr y Zn en biofilms bajo fuerte impacto antrópico en un estuario del sur bonaerense

Natalia MORALES PONTET[a,b,*], Carolina FERNÁNDEZ[c,d] y Sandra BOTTÉ[a,b]

[a]Instituto Argentino de Oceanografía, CONICET - Universidad Nacional del Sur (UNS), Camino Carrindanga 7.5 km, B8000FWB Bahía Blanca, Argentina.
[b] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), San Juan 670, B8000ICN Bahía Blanca, Argentina.
[c]Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca, CONICET - Universidad Nacional del Sur (UNS), Camino Carrindanga 7.5 km, B8000FWB Bahía Blanca, Argentina.
[d]Centro de Emprendedorismo y Desarrollo Territorial Sostenible (CEDETS), Universidad Provincial del Sudoeste (UPSO) - Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Ciudad de Cali 320, B8003FTH Bahía Blanca, Argentina.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail:nat.gmp@gmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Los metales acumulados en los sedimentos representan un potencial impacto para el ecosistema marino por su persistencia y movilidad. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la concentración de As, Cr y Zn en sedimentos con desarrollo de biofilms de sitios influenciados por actividades humanas en el estuario de Bahía Blanca. Se obtuvieron muestras entre los 0-0.5 cm y los 0.5-1 cm de profundidad en 4 puntos: Puerto Rosales (PR), Canal Cloacal Primera Cuenca (CC), Canal Colector Polo Petroquímico (CP) yCanal Maldonado (CM). La concentración de As fue menor en PR que en los demás sitios, superando los límites admisibles de As para sedimentos marinos en CC, CP y CM. La concentración de Cr fue mayor en CC y CP que en los demás sitios.La concentración de Zn fue mayor en CC y CP respecto a PR y CM y superó los limites admisibles para Zn en sedimentos marinos en ambos sitios de muestreo. Las concentraciones de Cr y Zn fueron superiores en zonas de descarga de efluentes urbanos e industriales en el estuario de Bahía Blanca.

Palabras clave: sedimento; metales; contaminación marina; estuarios

1. Introducción

Los sedimentos constituyen importantes depósitos de metales y variaciones en las condiciones ambientales, como el pH y Eh, pueden incrementar su liberación al agua dejándolos disponibles para la biota con consecuencias negativas en el funcionamiento del ecosistema marino (Miranda *et al*., 2021). Los sedimentos intermareales pueden estar cubiertos por biofilm y/o matas microbianas, favoreciendo la retención y mineralizacion de metales (Serra *et al*., 2017). Entre los metales más estudiados por su creciente concentración en ambientes acuáticos y efectos tóxicos sobre la biota se encuentran el cromo (Cr) y el zinc (Zn), ambos con diversas aplicaciones industriales y urbanas. A modo de ejemplo, se usan para el revestimiento de superficies, como componentes de protección contra la corrosión, agentes estabilizante en curtidos y en la producción de pigmentos para pinturas (Aksu y Balibek, 2007; Marcovecchio *et al*., 2016). El arsénico (As) es un metaloide tóxico que

representa un problema de salud pública mundial debido a las grandes extensiones de suelos y sedimentos contaminadas con este compuesto, y aunque la mayor parte de dicha contaminación es de origen natural, actividades como la minería y agricultura pueden contribuir a su incremento (Litter, 2010).

En las últimas décadas el estuario de Bahía Blanca ha sufrido grandes perturbaciones con el creciente número de empresas industriales que se instalaron en sus cercanías y los contaminantes que recibe a través de los efluentes industriales y urbanos (Marcovecchio *et al.*, 2016). Los líquidos generados suelen tener una alta carga de metales que eventualmente pueden modificar sus concentraciones naturales en los ambientes marinos (Calderón y Valdés, 2012).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la concentración de As, Cr y Zn en sedimentos intermareales cubiertos por biofilms en sitios con alto impacto ambiental en el estuario de Bahía Blanca.

2. Materiales y Métodos

Muestras de sedimento cubiertos por biofilm fueron obtenidas por triplicado con testigos verticales de PVC 46 mm diámetro interno y en 4 sitios del estuario de Bahía Blanca en diciembre del 2021. Los sitios fueron: Puerto Rosales (PR), Canal Cloacal Primera Cuenca (CC),Canal Colector Polo Petroquímico (CP) y Canal Maldonado (CM) (Figura 1). Se midió el potencial redox (Eh) *in situ* en PR, CP y CM con un sensor Mettler ToledoFiveGo™ F2. La determinación de As, Cr y Zn se realizó en 2 estratos: 0-0.5 cm y 0.5-1 cm de profundidad. Las muestras se secaron en estufa a 60°C y se homogeneizaron en morteros de porcelana. Se sometieron a digestión ácida en sistema cerrado de microondas con ácido nítrico y se determinaron las concentraciones con un Espectrómetro de Emisión Atómica de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES, Shimadzu Simultaneous 9000). Todo el material utilizado fue acondicionado previamente segúnprotocolos internacionales (APHA-AWWA-WPCF, 1998).

Se evaluó gráficamente la normalidad y homocedasticidad de los datos. Se realizó un ANOVA doble para comparar la concentración de As, Cr y Zn con respecto a los dos factores a evaluar: sitios y profundidades. Las pruebas a posteriori se realizaron con LSD-Fisher en aquellas variables donde hubo diferencias significativas (α=0.05).

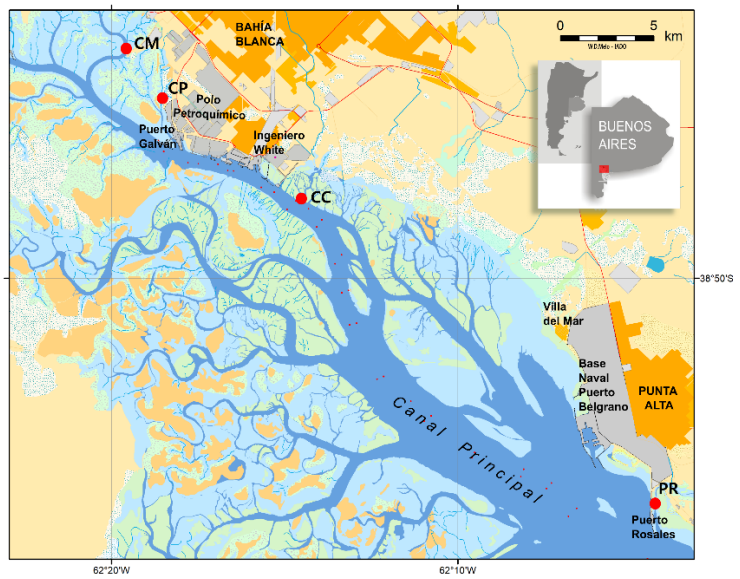


Figura 1. Sitios de muestreo en el estuario de Bahía Blanca

3. Resultados y Discusión

El Eh en los sedimentos cubiertos por biofilm de PR (-364 mV), CP (-397) y CM (-333) fueron valores altos negativos, lo que determina que son medios muy reductores y estas condiciones pueden conducir a la liberación de los metales, dejándolos más disponibles para la biota (Negrin *et al.,* 2021).

Del análisis estadístico de los metales seleccionados no hubo interacción significativa entre las variables analizadas (sitio y profundidad) (As($F=0.12$, $p=0.95$); Cr($F=1.82$, $p=0.18$); Zn($F=0.05$, $p=0.98$)). No se hallaron diferencias significativas en la concentración de los tres metales respecto a las dos profundidades evaluadas (As ($F=0.13$, $p=0.72$); Cr($F=0.28$, $p=0.61$); Zn($F=0.07$, $p=0.79$)), mientras que entre sitios se encontraron diferencias estadísticamente significativas (As ($F=4.77$, $p=0.02$); Cr($F=10.79$, $p<0.01$); Zn($F=21.84$, $p<0.01$)), conduciendo a la comparación a posteriori.

La concentración de As fue significativamente menor (con un $\alpha<0.05$) en PR que en los demás sitios (Figura 2) y los niveles encontrados en CC, CP y CM superaron el valor TEL=7.24 mg/kg p.s. (niveles de efectos umbral) recomendados para sedimentos marinos por la NOAA (Buchman, 2008).

La concentración de Cr fue significativamente mayor en CC y CP que en los demás sitios ($\alpha<0.05$) (Figura 2). Estos niveles de Cr no superaron el valor TEL=52.30 mg/kg p.s.recomendado para sedimentos marinos por la NOAA (Buchman, 2008).

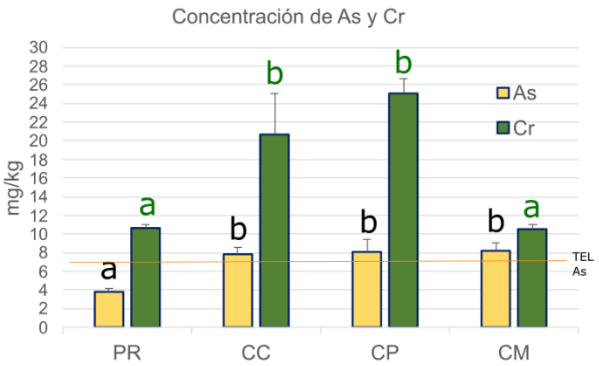


Figura 2. Concentración de As y Cr(media±EE) en sedimentos de los 4 sitios de muestreo

La concentración de Zn fue significativamente mayor en CC y CP que en CM y PR (α<0.05) (Figura 3). Los valores de Zn obtenidos en CC y CP fueron superiores al nivel TEL=124 mg/kg p.s.recomendado para sedimentos marinos por la NOAA (Buchman, 2008).

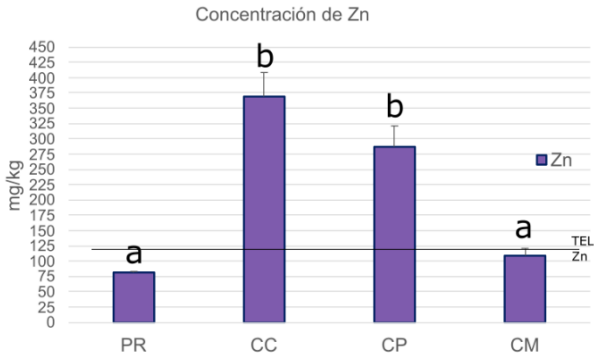


Figura 3. Concentración de Zn(media±EE) en sedimentos de los 4 sitios de muestreo

4. Conclusiones

La acumulación de As, Cr y Zn en sedimentos con desarrollo de biofilm fue similar entre las profundidades de 0-0.5 cm y 0.5-1cm. Se encontraron concentraciones de As más altas y que superan los valores recomendados porla NOAA en el Canal Maldonado (CM) y en los sitios de salida del ducto proveniente de la planta de tratamiento de efluentes urbanos (CC) y del Canal Colector Polo Petroquímico (CP). Las concentraciones de Cr fueron altas en las zonas de descargas de efluentes industriales y urbanos (CP y CC). Sin embargo, las concentraciones de Cr no superaron los valores recomendados porla NOAA para calidad del medio respecto al desarrollo de la biota. Finalmente, las concentraciones de Zn duplicaron el valor TEL recomendado por la NOAA en los sedimentos marinos cubiertos por biofilms en las zonas de descargas de efluentes industriales y urbanos (CP y CC) del estuario de Bahía Blanca.

Agradecimientos: Los autores le agradecemos a Román Uibrig y Julieta Carbonella por la colaboración en el traslado y toma de muestras en los diferentes sitios, y a Claudio Ferrarelo y a Gesica Moyano por la determinación de metales. Este trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (PIP

Nº11220130100536CO); por la Universidad Nacional del Sur (PGI 24/B263) y por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) (PICT 2014-3364).

Referencias bibliográficas

Aksu Z, Balibek E. 2007. Chromium (VI) biosorption by dried Rhizopus arrhizus: effect of salt (NaCl) concentration on equilibrium and kinetic parameters. *J. Hazard. Mater*. 145, 210–220

APHA-AWWA-WPCF. 1998. Clesceri Greenberg AE Eaton AD Eds Stand. Method Exam. Water Wastewater 20th Ed. Am. Public Health Assoc. Wash. DC USA.

Buchman MF. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, 34 pp

Calderón C, Valdés J. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr*. 47, 121–133

Litter M, 2010. La problemática del arsénico en la Argentina: el HACRE. Rev. SAEGRE. 17:2, 5-10

Marcovecchio JE, Botté SE, Fernández Severini MD. 2016. Distribution and behavior of zinc in estuarine environments: an overview on Bahía Blanca estuary (Argentina). *Environ. Earth Sci.* 75, 1–16

Miranda LS, Wijesiri B, Ayoko GA, Egodawatta P, Goonetilleke A. 2021. Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. *Water Res.* 202, 117386

Negrin VL, Idaszkin YL, Domini C, Simonetti P, Botté SE. 2021. Soil metal pollution assessment in Sarcocornia salt marshes in a South American estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 166, 112224

Serra AV, Botté SE, Cuadrado DG, La Colla NS, Negrin VL. 2017. Metals in tidal flats colonized by microbial mats within a South-American estuary (Argentina). *Environ. Earth Sci.* 76, 254

Composición granulométrica y contenido de materia orgánica aguas abajo de dos plantas de tratamiento de efluentes cloacales de Tandil

Agustina HALLE ULBERICH[a], Marisol Estefanía AVALO[b], Juan STANECK[c], Laura Estefanía PAZ[b], Rosario Soledad BARRANQUERO[d], Agustina CORTELEZZI[b]

[a] Facultad de Ciencias Exactas (FCEx), UNCPBA, Tandil, Buenos Aires.
[b] Instituto Multidisciplinario Sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (ECOSISTEMAS), UNCPBA, CICPBA.
[c] Instituto de Física de Materiales Tandil (IFIMAT), FCEx, UNCPBA, ANPCyT.
[d] Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (CINEA), FCH, UNCPBA, CICPBA.
*Correspondencia a los autores, E-mail: agushalleu@gmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

El vuelco de efluentes en cauces superficiales, como los de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), incrementan el caudal y la velocidad del agua promoviendo cambios en los procesos de sedimentación. Esto tiene implicancias en la composición granulométrica de los sedimentos aguas abajo de los efluentes, así como también en el contenido de materia orgánica presente. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición granulométrica y la concentración de materia orgánica sedimentaria aguas abajo del vertido de efluentes de dos PTAR en la ciudad de Tandil, provincia de Buenos Aires. Luego de los vuelcos de las PTAR, se registraron diferencias significativas en el caudal. Aguas abajo de la descarga de las PTAR se registró también una disminución en la proporción del tamaño de sedimento que era mayoritario aguas arriba (arena en PTAR Centro y limo en PTAR V. Aguirre). Sumado a esto, se registró un aumento de la materia orgánica aguas abajo de ambas descargas, aunque estas diferencias sólo son estadísticamente significativas en el caso de V. Aguirre. Las PTARs estudiadas generan un impacto significativo en los parámetros hidrológicos, pudiendo tener fuertes implicancias sobre los hábitats locales y sobre la composición faunística bentónica.

Palabras clave: arroyos urbanos; tratamiento de aguas residuales; descargas

1. Introducción

Los arroyos urbanos presentan numerosas alteraciones producto de las actividades antropogénicas, las cuales afectan su estructura y función (Paul y Meyer, 2001). Muchas de estas actividades producen cambios en la hidrogeomorfología de los arroyos modificando el transporte y la disposición de los sedimentos con implicancias en el tamaño de las partículas en el cauce (Elosegi y Sabater, 2013). El vuelco de efluentes, como los de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) incrementan el caudal y la velocidad de los cauces receptores lo que promueve cambios en los procesos de sedimentación aguas abajo de dichos vuelcos. Esto tiene implicancias en la composición granulométrica de los sedimentos (textura), así como también en el contenido de materia orgánica y de los compuestos asociados. El tamaño de partícula predominante determina el destino final de contaminantes, ya que el sedimento puede actuar como agente de retención y/o transporte. Por ejemplo, el

aumento de fracciones menores (limo y arcilla) en el sedimento incrementa la concentración de materia orgánica y la retención de contaminantes (Harrison *et al*., 2007). Otros autores también han reportado cambios en las concentraciones de oxígeno y la disminución de la calidad del agua (Amić y Talić, 2018) y en los ensambles de macrófitas y de macroinvertebrados (Henry *et al.*, 1996; Xu *et al.*, 2012; Mathers *et al.*, 2017) como consecuencia de estas modificaciones. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición granulométrica y la concentración de materia orgánica sedimentaria aguas abajo del vertido de efluentes de dos PTAR en la ciudad de Tandil, provincia de Buenos Aires.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en dos tramos del arroyo Langueyú, caracterizado por pendientes y velocidades de flujo de agua bajas, características típicas de los arroyos de la ecoregión Pampeana (Amuchástegui *et al.*, 2016). Este arroyo atraviesa el ejido urbano de la ciudad de Tandil, de aproximadamente 150.000 habitantes (Figura 1). Se realizaron dos muestreos (noviembre 2021 y marzo 2022) en los cuales se recolectaron muestras de sedimento del arroyo utilizando una draga Eckman. Las muestras fueron colectadas aguas arriba y aguas abajo del vuelco de dos PTAR (denominadas PTAR Centro y PTAR Villa Aguirre). Ambas PTAR vuelcan sus efluentes al arroyo Langueyú y presentan diferentes tipos de tratamiento. La PTAR Centro, recibe un caudal diario de 37.000 m^3 y procesa aproximadamente el 55 % de las aguas residuales de la ciudad. La PTAR Villa Aguirre, recibe un caudal de 12 000 m^3 diarios procesando los efluentes de aproximadamente 15 000 habitantes.

En cada muestreo se determinó el caudal a partir de los datos colectados de los siguientes parámetros: ancho, profundidad y velocidad del cauce (Elosegi y Sabater, 2009). Las muestras de sedimento fueron llevadas al laboratorio en el cual se realizó la separación del material grueso (grava y arena) por tamizado, y la de los materiales finos (arcillas y limos) aplicando el principio de Stokes (la velocidad de sedimentación de una partícula es proporcional a su d^2) en el "*método de la pipeta*" (Folk, 1959). Se cuantificó la materia orgánica utilizando el método por ignición a 500 °C (APHA, 2005) y los cálculos del porcentaje de la misma se calcularon a partir del peso seco.Para evaluar las diferencias entre las variables medidas antes y después de cada PTAR, se realizaron modelos lineales generales y generalizados dependiendo del comportamiento de la variable. Antes de ajustar el modelo, los datos fueron transformados utilizando el arcoseno. El modelo fue ajustado con una distribución de errores de tipo Gaussiana; para evaluarlo se realizó una inspección visual de los gráficos diagnósticos. Para las comparaciones de pares se utilizó el test a posteriori Tukey.

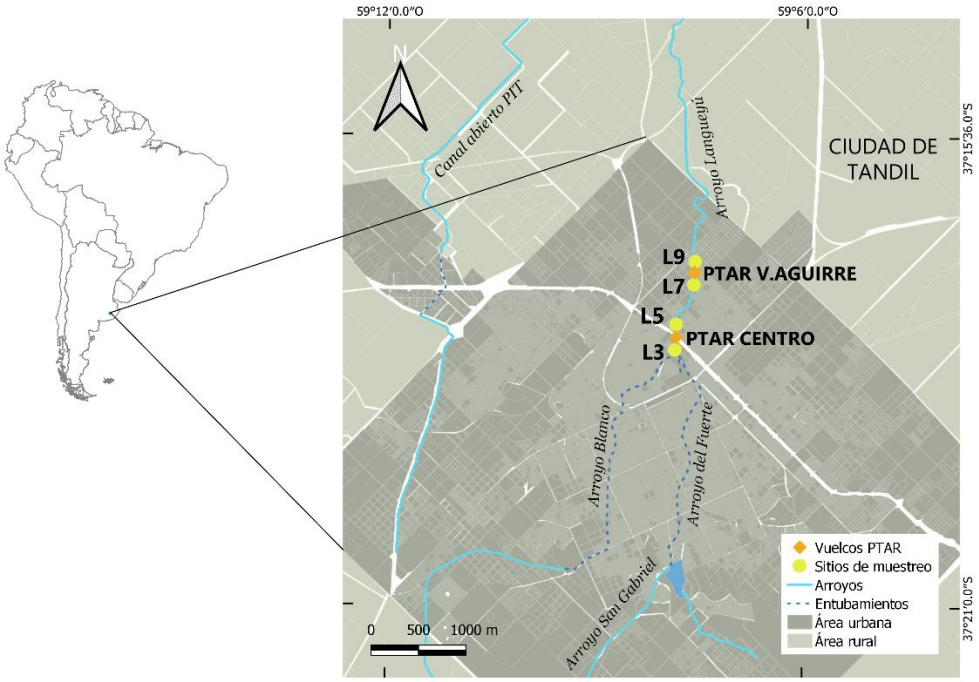


Figura 1. Localización del área de estudio y los sitios de muestreo en la ciudad de Tandil

3. Resultados y Discusión

Los resultados de los parámetros evaluados y las diferencias estadísticas obtenidas pueden observarse en la Tabla I. Se encontraron diferencias significativas entre L3 y L5 para el ancho, la velocidad y el caudal, mientras que entre L7 y L5 solo se encontraron diferencias para el ancho y el caudal ($p<0.05$). El aporte de las PTAR produjeron un aumento del caudal del 100% en el tramo aguas abajo de la PTAR Centro (L5) y casi un 75% aguas abajo de la PTAR Villa Aguirre (L9). En el tramo previo a las descargas de las PTAR, el arroyo Langueyú presenta la menor velocidad de corriente y bajo caudal, similar a otros arroyos de la región (Feijóo y Lombardo, 2007).

En la Figura 2 puede observarse que aguas abajo de la descarga de ambas PTAR registramos una disminución en la proporción del tamaño de sedimento que era mayoritario aguas arriba (arena en PTAR Centro y limo en PTAR V. Aguirre). De igual modo se incrementa en ambos casos la proporción del tamaño de sedimento inmediatamente mayor (grava en PTAR Centro y arena en PTAR V. Aguirre). El incremento de la velocidad del agua genera turbulencias y aumenta la carga de sedimentos suspendidos de mayor tamaño granulométrico, los cuales son transportados hasta las zonas de deposición donde la velocidad disminuye (Ghoshal y Pal, 2014). El incremento de fracciones más finas puede contribuir con la mayor concentración de materia orgánica (Harrison *et al.*, 2007). Sumado a esto, se registró un aumento de la materia orgánica aguas abajo de ambas PTAR (L7: 0.31±0.61; L9: 6.41±1.64), aunque estas diferencias sólo son estadísticamente significativas en el caso de V. Aguirre lo cual se fundamenta en una mayor proporción inicial de las

fracciones más finas (en L7) y/o un mayor aporte de materia orgánica proveniente de la descarga de dicha PTAR (Gücker *et al.*, 2006).

	PTAR Centro		PTAR V. Aguirre	
	L3	**L5**	**L7**	**L9**
Ancho (m)	3.70±0.62	6.91±0.51*	5.82±0.52	6.7±0.77*
Profundidad (m)	0.21±0.05	0.25±0.07	0.27±0.01	0.30±0.07
Velocidad (m s^{-1})	0.12±0.05	0.26±0.13*	0.26±0.09	0.29±0.14
Caudal (m^3s^{-1})	0.02±0.0.1	0.04±0.01*	0.04±0.01	0.07±0.05*
Materia orgánica (%)	0.53±0.33	0.57±0.16	0.31±0.61	6.41±1.64*

Tabla I. Variables hidrológicas y porcentaje de materia orgánica(n=16) registradas durante el estudio, promedio (±DS). L3: sitio aguas arriba de la PTAR Centro; L5: sitio aguas abajo de la PTAR Centro; L7: sitios aguas arriba de la PTAR V. Aguirre; L9: sitio aguas abajo de la PTAR V. Aguirre. El asterisco indica diferencias significativas aguas arriba y aguas abajo de cada PTAR estudiada ($p<0.05$).

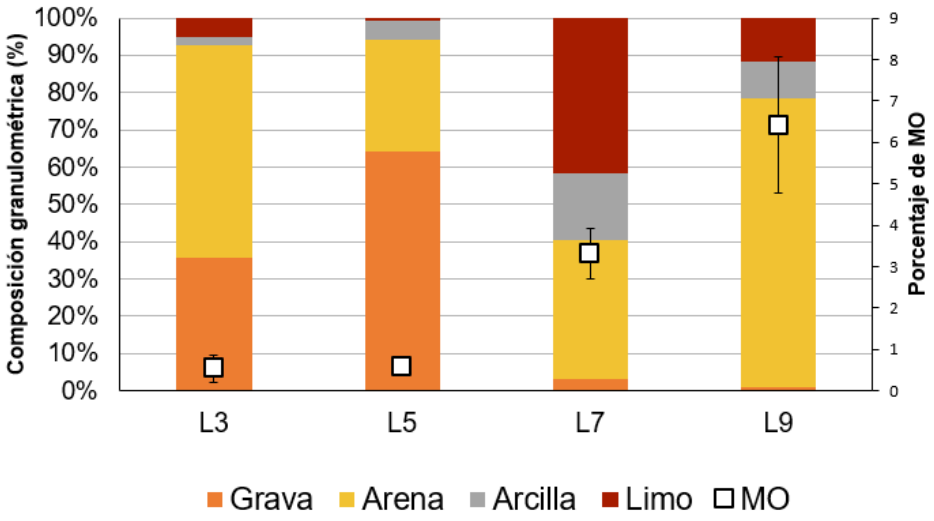


Figura 2. Composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica en los sitios de estudio

4. Conclusiones

Las PTARs estudiadas generan un impacto significativo en los parámetros hidrológicos estudiados. Cambios bruscos en la velocidad de la corriente y el caudal, así como los aportes de efluentes de las PTAR, provocaron modificación de la composición granulométrica y de la concentración de materia orgánica, pudiendo tener fuertes implicancias sobre los hábitats locales y en la composición de los ensambles bentónicos.

Agradecimientos: a las alumnas colaboradoras del muestreo: Salomé Laborde, Ariana Retribe, Emilia Saino y Rosario Coronel. Estudio financiado por el PICT-2019-01020.

Referencias bibliográficas

Amić A, Talić L. 2018. Analysis of basic physical-chemical parameters, nutrients and heavy metals content in surface water of small catchment area of Karašica and Vu˘cica Rivers in Croatia. *Environments*. 5: 1-27

Amuchástegui G, di Franco L, Feijoó C. 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*. 767: 65–79.

APHA/AWWA/WPCF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Ed. American Public Health Association, Washington, D. C.

Elosegi A, Sabater S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. 444pp.

Elosegi A, Sabater S. 2013. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*. 712: 129–143.

Folk RL 1959. Practical petrographic classification of limestones. AAPG bulletin, 43:1-38.

Ghoshal K, y Pal D 2014. Grain-size distribution in suspension over a sand-gravel bed in open channel flow. *International Journal of Sediment Research* 29(2): 184–194.

Gücker B, Brauns M y Pusch MT. 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society 25*(2): 313-329.

Harrison ET, Norris RH, Wilkinson SN 2007. The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. In *Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference* (pp. 139-144). Charles Sturt University Thurgoona, New South Wales, Australia.

Henry CP, Amoros C, Bornette G. 1996. Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio* 122(1): 13–27.

Feijoó CS, Lombardo RJ. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41: 1399–1410.

Mathers KL, Rice SP, Wood PJ. 2017. Temporal effects of enhanced fine sediment loading on macroinvertebrate community structure and functional traits. *Science of the Total Environment* 599: 513-522.

Paul MJ, Meyer JL 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*. 32: 333–365.

Xu MZ, Wang ZY, Pan BZ, Na Z. 2012. Distribution and species composition of macroinvertebrates in the hyporheic zone of bed sediment. *International Journal of Sediment Research 27*(2): 129-140.

Estudio de la tolerancia y bioacumulación de cobre y zinc en la leguminosa nativa ribereña *Sesbania virgata* ante dosis crecientes de ambos metales

Natalia RODRIGUEZ[a*], Laura DE CABO[a], Ángela B. JUÁREZ[b], Bárbara M. GÓMEZ[c], Yanina EL KASSISSE[c], Valeria RODRIGUEZ SALEMI[c], Lorena MARQUINA[c], Carolina MUJICA[c]

[a] Museo Argentino de Cs. Naturales "Bernardino Rivadavia", Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.
[b] Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, IBBEA-CONICET y Departamento de Química Biológica. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
[c] Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables (LETS), Subgerencia Centro de Tecnología de uso del Agua (SCTUA), Instituto Nacional del Agua (INA), Buenos Aires, Argentina.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: natrodriguez@agro.uba.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

La conservación y rehabilitación de riberas es primordial para la restauración de ecosistemas fluviales. La histórica presión sobre estos ambientes en ríos urbanos derivó en el confinamiento de cauces y la contaminación de aguas y suelos, siendo el Matanza-Riachuelo un caso emblemático en Argentina. Dado el rol de la vegetación en la restauración fluvial, se evaluó, en invernáculo, el potencial de la leguminosa nativa ribereña, *Sesbania virgata*, para crecer en suelos enriquecidos con cobre (230 y 500 ppm) y zinc (600 y 1800 ppm), ambos presentes en las riberas del Matanza-Riachuelo. Se contó con un tratamiento control sin agregado de metal. Tras 100 días de crecimiento, se determinó la biomasa de las plantas, su patrón de asignación (raíz/vástago), acumulación y translocación de los metales por espectofotometría y el contenido de clorofila (medidor Minolta SPAD). El Cu, bajo ambas dosis, y el Zn en la dosis más baja, estimularon el crecimiento en biomasa. La especie presentó sensibilidad ante 1800 ppm de Zn en suelo, reflejado en una reducción en el contenido de clorofila. La raíz resultó el principal órgano de acumulación y se observó translocación de ambos metales a la biomasa aérea (tallo y hojas). Si bien se observó un aumento en la concentración de metales en la biomasa con el aumento de la dosis en el suelo, el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT) no aumentaron significativamente, indicando que la planta capta proporcionalmente menos metal. Esto sugiere una estrategia de reducción de la captación ante concentraciones potencialmente más tóxicas. El FBC del Zn fue mayor a 2, lo que denota la capacidad de la especie de bioacumular el metal a una concentración mayor que la del suelo. *S. virgata* mostró tolerancia y capacidad para fitoestabilizar ambos metales en suelo.

Palabras clave: fitorremediación; restauración; riberas urbanas; plantas nativas; metales pesados

1. Introducción

Las riberas fluviales son ecosistemas complejos que cumplen numerosas e importantes funciones. En cuencas altamente urbanizadas el ambiente ripario participa en el filtrado de partículas y contaminantes acuáticos durante eventos de inundación y reduce el ingreso, vía escorrentía superficial, de materiales y contaminantes a los cuerpos de agua (Bai *et al.,* 2012). En la cuenca del Matanza-Riachuelo, en Argentina, la contaminación por metales es

particularmente crítica en la cuenca baja (Magni *et al.,* 2021). Los suelos de las riberas constituyen zonas de potencial acumulación de los mismos, actuando como zonas buffer de las tierras aledañas al río. Esto resalta la importancia de conservar y restaurar estos ambientes. Para ello, resulta fundamental identificar especies nativas capaces de tolerar las fluctuaciones en el nivel del agua y la presencia de metales en los suelos, a fin de utilizarlas para integrar franjas vegetadas lindantes al río. El objetivo de este trabajo fue evaluar, bajo condiciones controladas, la tolerancia de la leguminosa nativa *Sesbania virgata* a la presencia de cobre y zinc. Se ha evaluado previamente la tolerancia de esta especie a la exposición a cromo y plomo (Rodríguez *et al*., 2021; Branzini, 2010), metales también presentes en la mencionada cuenca.

2. Materiales y Métodos

S.virgata es una especie nativa del noreste de Argentina, sudeste de Brasil y Uruguay perteneciente a la familia de las Fabáceas. En Argentina se la encuentra fácilmente en el Delta y en las riberas del río de La Plata. Es un arbusto de rápido crecimiento que se desarrolla naturalmente en terrenos húmedos. Está adaptada a áreas inundables y puede formar simbiosis con bacterias fijadoras de N_2 (Coutinho *et al*., 2006; Schiavo *et al.,* 2010). Se la ha sugerido como una buena candidata para la restauración de áreas degradadas.

El ensayo se llevó a cabo en el invernadero del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Buenos Aires, Argentina. Las semillas de *S. virgata* se colectaron en la reserva natural El Potrero, Entre Ríos, Argentina. Previo a la siembra, fueron esterilizadas, escarificadas y pregerminadas en cajas de Petri. La dosis de cobre (230 y 500 $mg.kg^{-1}$), generadas a partir de sulfato de cobre ($CuSO_4$), y de zinc (600 y 1800 $mg.kg^{-1}$), a partir de sulfato de zinc ($ZnSO_4$), se eligieron considerando valores de concentración reportados en bibliografía (Magni et al., 2021). Los suelos se enriquecieron tres meses antes de la siembra a fin de asegurar la estabilización de los metales con los componentes del suelo. El ensayo incluyó también un tratamiento control sin adición de metal y un control de azufre, este último añadido en forma de sulfato de sodio (Na_2SO_4). Se trabajó con macetas sin drenaje con 500g de suelo comercial. Las mismas se mantuvieron a capacidad de campo. El ensayo tuvo una duración de 100 días, desde septiembre de 2021. Cada tratamiento contó con diez réplicas.

Finalizada la etapa de crecimiento, se midió en los suelos pH (pHmetro), Nitrógeno total (SM 20th 4500-Norg-B - SM 20th 4500 NH3 C), Fósforo total (USEPA 3051 - SM 20th 4500-P- E), Carbono orgánico total (Shimadzu SSM-5000A - Shimadzu TOC-L CPN) y la concentración total de Cu y Zn efectivamente presente en cada uno de los tratamientos por espectrofotometría de absorción atómica por llama tras digestión ácida con microondas (US EPA 3051a). Los ejemplares de *S. virgata* se cosecharon, lavaron con agua destilada y secaron con estufa a 70°C hasta peso constante a fin de determinar peso seco total, peso radical y peso del vástago (tallo y hojas). La concentración total de Cu y Zn en raíz y su translocación a tallo y hojas se determinó por triplicado

por espectrofotometría de absorción atómica por llama tras la digestión ácida de las muestras con microondas (US EPA 3052). A partir del contenido de metales en el sistema radical (MeR), en el tallo (MeT) y en las hojas (MeH) se calculó el factor de bioacumulación (FBC = (MeR + MeT + MeH)/Me suelo) y el factor de translocación (FT = (MeT + MeH)/MeR). El FBC mide la habilidad de una planta de acumular el metal en los tejidos desde el ambiente y el FT representa la eficiencia de la planta de translocar el metal desde las raíces hacia tallo y hojas (Abichequer y Bohnen, 1998). Adicionalmente, se midió el número de hojas, el volumen radical (por desplazamiento de agua en una probeta) y el contenido de clorofila en las hojas (Minolta SPAD). Los resultados se expresaron con su valor medio y su desvío estándar. El efecto de los tratamientos sobre las variables medidas se analizó mediante ANOVAs. Se agregaron funciones de varianza para especificar la estructura de la varianza en caso de incumplimiento de los supuestos. Las diferencias significativas entre tratamientos se analizaron mediante test de Dunnet ($\alpha = 0.05$) o test de Tukey ($\alpha = 0.05$). Todos los análisis se realizaron en R versión 4.1.0 (R Core Team, 2020).

3. Resultados y Discusión

3.1. Suelos

En la tabla I se muestran la caracterización química del suelo utilizado en los ensayos y las concentraciones de Cu y Zn medidas en cada tratamiento. Las dosis de Cu y Zn aplicadas fueron eficientes para contaminar el suelo, permitiendo la conducción del experimento.

	Tratamiento					Límite de cuantificación
Parámetro	**Control**	**230 ppm Cu**	**500 ppm Cu**	**600 ppm Zn**	**1800 ppm Zn**	
Cobre (mg/kg)	19.2 ± 4.9	230.4 ± 4.0	525.8 ± 32.1			3.3
Zinc (mg/kg)	35.7 ± 3.1			663.5 ± 77.4	1799.0 ± 391.4	7.5
pH	6.8 ± 0.3					
Nitrógeno total (mg/kg)	4804.0 ± 1580.5					224
Fósforo total (mg/kg)	742.0 ± 99.6					30
Carbono orgánico total (g/kg)	74.0 ± 13.9					4

Tabla I. Caracterización química del suelo utilizado en el experimento con *S. virgata*

3.2. Variables de condición

Se encontró tolerancia al cobre en ambas concentraciones ensayadas e incluso efecto hormesis en el tratamiento de 230 ppm. Bajo esta concentración se observó un aumento significativo en la biomasa del vástago (Figura 1A) y formación de primordios florales. En el tratamiento de 500 ppm de Zn, se observó una estimulación del crecimiento, aunque no estadísticamente significativa (Figura 1B). Esto se atribuye al carácter de micronutriente de ambos metales. Bajo una concentración de exposición de 1700 ppm no se observaron cambios significativos en la biomasa, pero sí una disminución significativa en el contenido de clorofila (Figura 1B).

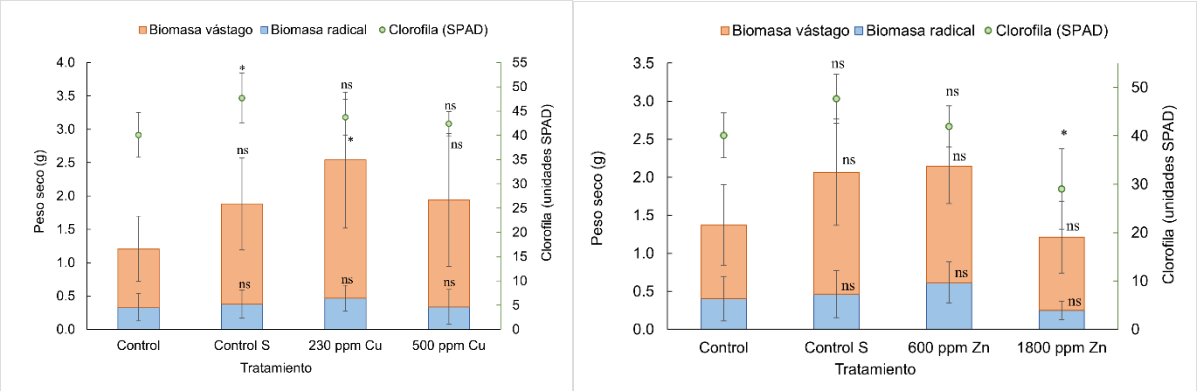


Figura 1. A-B: Peso seco promedio, en gramos, alcanzado por los ejemplares de *S. virgata*en cada uno de los tratamientos. La fracción naranja representa la biomasa del vástago y la fracción azul la biomasa de la raíz (eje y principal). Los puntos verdes representan el valor promedio del nivel de clorofila en las hojas, en unidades SPAD, para cada tratamiento (eje y secundario). Las barras de error representan el desvío estándar. ns: diferencias no significativas contra el control. *: diferencias estadísticamente significativas contra el control. Test de Dunnet (α = 0.05).

Para evaluar cambios en el patrón de asignación de biomasa ante la exposición a Cu y Zn, se midió el volumen de raíz el número de hojas. Para esta última variable no se encontraron cambios significativos para ninguno de los metales. Sí se encontró una disminución significativa del volumen radical bajo una condición de exposición a 1800 ppm de Zn, cambio que no se detectó con la medición de la biomasa de raíz.

3.3. Bioacumulación y translocación de metales

Se observa una concentración basal de ambos metales en los tejidos, lo cual es esperable dado que son micronutrientes. La presencia en los tejidos y una baja concentración en el suelo control, explican los elevados valores de FBC y FT en dicho tratamiento (Figura 2 A, B). En los tratamientos con enriquecimiento adicional de Cu y Zn, se observó absorción en raíz y translocación a tallo y hojas. Si bien aumenta la concentración en raíz y tallo, y en las hojas sólo para el Zn, con el aumento de la concentración de metales en suelo, el FBC y el FT no aumentan significativamente (Figura 2 A, B). Esto indicaría que la planta está captando proporcionalmente menos metal, lo que sugiere una estrategia de reducción de la captación ante concentraciones potencialmente más tóxicas. Cabe destacar que el FBC del Zn es mayor a 2 en ambos tratamientos, lo que denota que la planta tiene la capacidad de bioacumular el metal (Figura 2B).

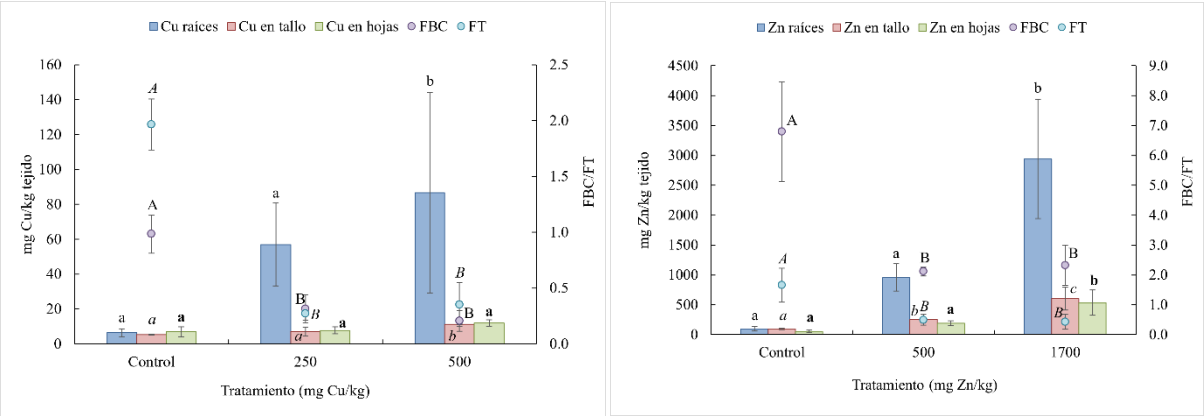


Figura 2. A-B: Concentración de cobre (A) y zinc (B) en plantas de *S. virgata* (en mg/kg de tejido). Las barras azules representan el valor promedio de concentración en raíces, la roja en tallo y la verde en hojas (eje y principal). Los puntos violetas representan el valor promedio del Factor de Bioconcentración (FBC) y los celestes el valor promedio de Factor de Translocación (FT) para cada uno de los tratamientos. Las barras de error representan el desvío estándar. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Test de Tukey α: 0.05). Letras en imprenta minúscula: concentración en raíces; itálica minúscula: concentración en tallo; negrita minúscula: concentración en hojas; imprenta mayúscula: FBC; itálica mayúscula: FT.

4. Conclusiones

S. virgata mostró tolerancia al Cu y al Zn y capacidad para fitoestabilizar ambos metales en suelo, presentando potencial para integrar franjas vegetadas en riberas contaminadas. La translocación de metales a la biomasa aérea constituye un aspecto importante a considerar en el monitoreo de los sitios a remediar.

Referencias bibliográficas

Abichequer AD, Bohnen H. 1998. Efficiency of phosphorus uptake,translocation and utilization in wheat varieties. Environmental System Research. 22:21–26.

Bai JH, XiaoR, ZhangKJ, GaoHF. 2012. Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China. *Journal of Hydrolpgy*. 450–451: 244-253.

Branzini A, Zubillaga MS. 2010. Assessing phytotoxicity of heavy metals in remediated soil. International Journal of Phytoremediation. 12: 335-342.

Coutinho MP, Carneiro JGA, Barroso DG, Rodrigues LA, Siquiera J. 2006. Substratos de cavas de extração de argilae enriquecido com subprodutos agroindustriais e urbanos para produção de mudas de sesbânia. *Revista Árvore*. 30:147-153.

Magni LF, Castro LN, Rendina AE. 2021. Evaluation of heavy metal contamination levels in river sediments and their risk to human health in urban areas: A case study in the Matanza-Riachuelo Basin, Argentina. Environmental System Research 197: 110979.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Rodríguez N, de Cabo L. 2021. Potencial de dos especies nativas de ribera para la remediación de suelos con cromo. XXIV Reunión Argentina de Ecología. Tucumán. Argentina.

Schiavo JA, Martins MA, Rodríguez LA. 2010. Crescimento de mudas de Acacia mangium, Sesbaniavirgata e Eucalytpuscamaldulensis, inoculadas com fungos micorrízicos, em casa-de-vegetação e em cava-de-extração de argila. Acta Scientiarum. Agronomy. 32: 171-178.

Variación interanual de la composición taxonómica y dinámica temporal de las principales especies de fitoplancton causantes de *blooms* del embalse Paso de las Piedras

Ivan PRIVITERA SIGNORETTA[a], Amira G. SINISCALCHI [a,b] ,Soledad DÍAZ[a,b] y Vanina ESTRADA[a,b *]

[a]Planta Piloto de Ingeniería Química, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca
[b] Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: vestrada@plapiqui.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Resumen

El embalse Paso de las Piedras es un sistema eutrofizado en el cual se desarrollan, desde principios de la década del 80, blooms de cianobacterias potencialmente toxigénicas del género *Microcystis*y de la especie filamentosa *Dolichospermum circinale*. En este trabajo se presentan las dinámicas temporales desde el año 2014 hasta la actualidad de la biomasa de las principales especies de cianobacterias formadoras de *blooms* y del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides*.El género *Microcystis* presentó mayor concentración, con un pico máximo a principios de enero de 2016 con un valor de 1.74 mgC/L. En la misma fecha se observó, además, la máxima concentración de *D. circinale* alcanzando un valor de 0.113 mgC/L. Durante el bloom 2021-2022 se observó un aumento en la biomasa *de P. agardhii* con respecto a los años anteriores, aunque el pico está muy por debajo (0.06 mgC/L, diciembre 2021) del alcanzado por las otras dos especies dominantes de cianobacterias.
A partir del año 2016 se observaron elevadas concentraciones de biomasa del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides*, el cual si bien no es toxigénico, genera severos inconvenientes en la etapa de potabilización del agua por su gran tamaño, haciendo este proceso más complejo y costoso.Son necesarios monitoreos y estudios más profundos acerca de las variables que determinan la sucesión y la productividad de los distintos grupos de fitoplanton, con particular interés en *C. furcoides* y las cianobacterias dominantes en el cuerpo de agua.

Palabras clave: eutrofización; blooms; cianobacterias; dinoflagelados

1. Introducción

La eutrofización de los cuerpos de agua continentales se ha acelerado en las últimas décadas debido a actividades antrópica que aumentan las descargas de fósforo y nitrógeno a través de fuentes puntuales (descarga de residuos industriales, domésticos, entre otros) y difusas (contaminación por actividad agrícola y ganadera). El aumento de estos nutrientes genera un incremento en la productividad primaria, ocasionando floraciones de algas eucariotas y de cianobacterias (*blooms*). Dichos*blooms* pueden causar diversos tipos de problemas para el ecosistema y la población, como por ejemplo el aumento de la turbidez del agua, la pérdida de la biodiversidad y condiciones de anoxia con la consecuente mortandad de peces. Además, la obstrucción de filtros en las plantas potabilizadoras, la generación de olores y sabores desagradables y la potencial producción de cianotoxinas. Desde la década del 40 se

han registrado *blooms* de cianobacterias toxigénicas en distintos cuerpos de agua de Argentina, que han ocasionado la mortandad de peces, animales silvestres, domésticos y ganado vacuno (Carvajal, 2011).

El embalse Paso de las Piedras es un sistema eutrofizado en el cual se desarrollan desde principios de la década del 80, *blooms* de cianobacterias potencialmente toxigénicas del género *Microcystis* y de la especie filamentosa *Dolichospermum circinale* (Di Maggio *et al*., 2016). En este trabajo se presentan las dinámicas temporales desde el año 2014 hasta la actualidad de la biomasa de las principales especies de cianobacterias formadoras de *blooms* y del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides*.

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitio de estudio

El embalse Paso de las Piedras (38-39 ºS y 61-62 ºO) fue construido a comienzos de la década del ´70. Embalsa al río Sauce Grande con el fin de proporcionar agua potable a más de 450 000 habitantes de las ciudades de Bahía Blanca, Punta Alta y agua cruda a un polo petroquímico. Se posiciona en la región semiárida templada de Argentina, con temperaturas medias de 7 ºC en invierno y 23.5 ºC en verano. Los valores medios de las precipitaciones fluctúan entre 650 y 950 mm anuales. Posee dos tributarios, el río Sauce Grande y el arroyo El Divisorio. Ambos cauces atraviesan campos productivos donde se realizan actividades agrícolas ganaderas, lo que hace que estos tributarios tengan altas concentraciones de nutrientes debido a la contaminación por fuente difusa.

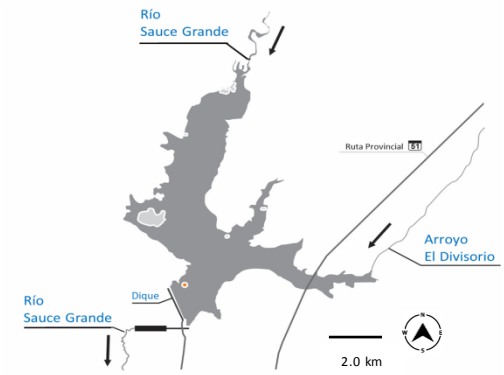


Figura 1. Embalse Paso de las Piedras, en naranja se indica el sitio de muestreo

2.2. Muestreos y análisis cuali y cuantitativo de los principales taxa del fitoplancton

Se realizaron muestreos durante los periodos 2014-2017 y 2020-2022 para el estudio cualitativo y cuantitativo del fitoplancton. Se tomaron muestras subsuperficiales de la toma del embalse. El análisis cualitativo consistió en tomar muestras con red de plancton, con apertura de malla de 30 µm, y luego se procedió a fijarlas con formol al 4%, por otro lado, para el análisis cuantitativo, las muestras se obtuvieron mediante botella de Van Dorn horizontal de 2 L, y luego se fijaroncon solución de Lugol 1%. Para el análisis del fitoplancton se realizó una visualización previa de las muestras con el fin de elaborar una lista con los *taxa*

presentes. Las determinaciones taxonómicas se llevaron a cabo mediante la observación del material vivo y fijado con formol al 4% con un microscopio óptico Leitz SM-LUX e invertido Nikon Eclipse TE 300. Los recuentos se efectuaron de acuerdo al método de Utermöhl (1958). Se sedimentaron 10 mL de la muestra fijada con Lugol al 1% y se realizaron los recuentos con aumento de 400X, para los *taxa* de tamaño menor, y de 100 o 200X, para la observación y el recuento de la cámara completa para los *taxa* de mayor tamaño. Para estandarizar el recuento, se contaron 40 campos en transectas diametrales cruzadas. Para la determinación indirecta del contenido de carbono de las muestras se determinó prevamente el biovolumen de cada especie según Hillebrand *et al*. (1999) y se utilizaron las correlaciones carbono-biovolumen de Smayda (1978).

3. Resultados y Discusión

La biomasa de las cianobacterias en el período estudiado estuvo representada por especies del género *Microcystis*, principalemente *Microcystis aeruginosa*, por *Dolichospermum circinale* perteneciente al orden Nostocales y por *Planktothrix agardhii*, representante del orden Oscillatoriales. El género *Microcystis* fue la cianobacteria que presentó mayor concentración con un pico máximo a principios de enero de 2016 con un valor de 1.74 mgC/L. En la misma fecha se observó, además, la máxima concentración de *D. circinale* alcanzando un valor de 0.113 mgC/L. Durante el bloom 2021-2022 se observó un aumento en la biomasa de *P. agardhii* con respecto a los años anteriores, aunque el pico está muy por debajo (0.06 mgC/L, diciembre 2021) del alcanzado por las otras dos especies dominantes de cianobacterias. La Figura 2 muestra los valores medios por estación durante el período de estudio, donde se puede observar que *Microcystis* suele ser el género dominante, y que existió una marcada disminución de la biomasa de cianobacterias a partir del año 2016. Esta disminución coincide con la etapa de llenado del embalse luego de un largo período de sequía y con la aparición de la especie invasora *Ceratium furcoides,* la cual presentó un pico máximo de biomasa de 10.18 mgC/L en febrero de 2017. A partir del verano 2016-2017, se estableció dicho dinoflagelado en el embalse, produciendo *blooms* frecuentes (Privitera Signoretta *et al*., 2019), y reafirmando la expansión y establecimiento de *C. furcoides* tanto a nivel regional (Accattatis *et al*., 2020) como a nivel mundial (Macêdo *et al*., 2021). La Figura 3 muestra que la biomasa de *C. furcoides* en su pico máximo (eje vertical derecho), es un orden de magnitud mayor que la biomasa total de cianobacterias (eje vertical izquierdo) indicando que este dinoflagedo podría estar compitiendo por los recursos disponibles para el crecimiento de las cianobacterias. Estudios previos (Fritz *et al*., 2021) para una comparación de los sets de datos 2015-2016 indicaron que la biomasa de *C. furcoides* estuvo correlacionada positivamente con la temperatura, la radiación solar y las concentraciones de fósforo.

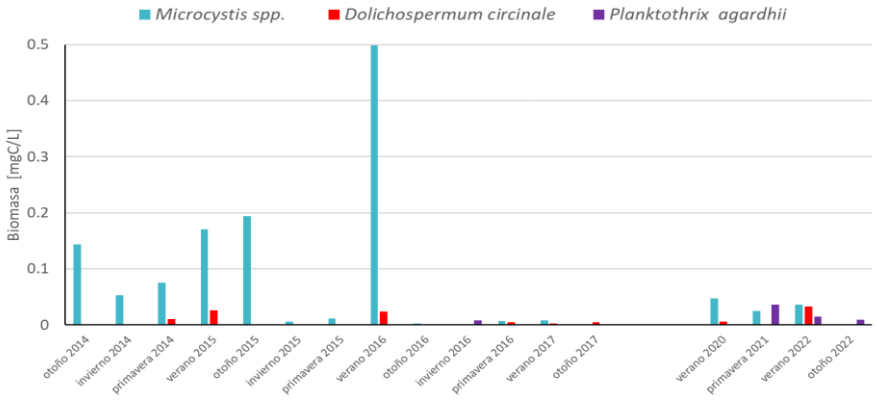


Figura 2. Biomasa en mgC/L de las especies más abundantes de cianobacterias del embalse Paso de las Piedras entre 2014-2017 y 2020-2022

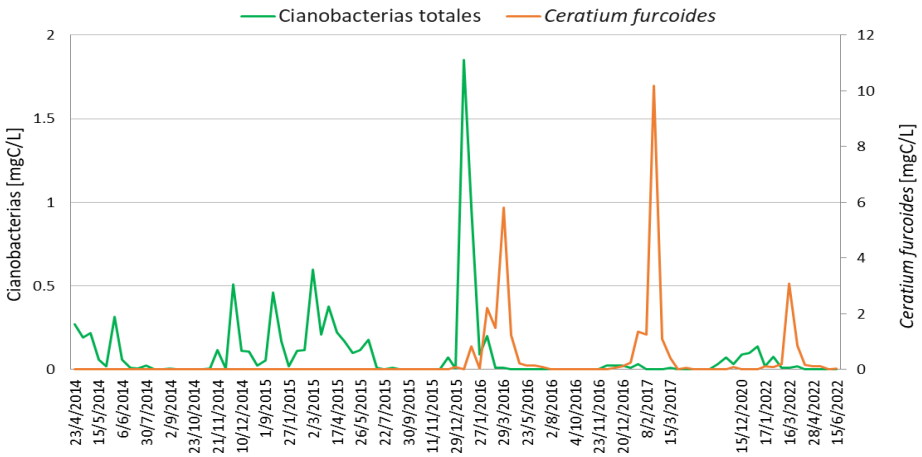


Figura 3. Biomasa de cianobacterias *vs*. biomasa de *Ceratium furcoides* del embalse Paso de las Piedras entre 2014-2017 y 2020-2022

4. Conclusiones

La especie dominante en los *blooms* de verano-otoño hasta el año 2016 fue la cianobacteria toxigéncia *M. aeruginosa*, seguida en productividad por *D. circinale*, y en menor medida por *P. agardhii*, las tres especies potenciales productoras de cianotoxinas.

A partir del año 2016 se observaron elevadas concentraciones de biomasa del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides*, el cual si bien no es toxigénico, genera severos inconvenientes en la etapa de potabilización del agua por su gran tamaño, haciendo este proceso más complejo y costoso.

Son necesarios monitoreos y estudios más profundos acerca de las variables que determinan la sucesión y la productividad de los distintos grupos de fitoplanton, con particular interés en *C. furcoides* y las cianobacterias dominantes en el cuerpo de agua. Este conocimiento permitirá el planeamiento de estrategias externas e internas de restauración de la calidad del agua tendientes a disminuir la concentración de nutrientes, tales como la aplicación de humedales artificiales e islas flotantes artificiales, respectivamente.

Agradecimientos: Los autores agradecen al CONICET, ANPCyT y la Universidad Nacional del Sur por financiar este trabajo a través de los proyectos PIO, PIP, PICT y PGI obtenidos desde 2013 hasta la actualidad, y a la Autoridad del Agua (ADA) de la Provincia de Buenos Aires por los datos aportados y el apoyo en las campañas de muestreo.

Referencias

Accattatis V, Piccini C, Huber P, Metz S, Rueda E, Devercelli M. 2020. Identifying invaders: the case of *Ceratium furcoides* (Gonyaulacales, Dinophyceae) in South America. *Journal of Phycology* 1362–1366.

Carvajal G. 2011. Ocurrencia de floraciones de cianobacterias tóxicas en cuerpos deagua continentales, Argentina. Estudio de campo y análisis de datos. Tesis de Magíster enTecnología e Higiene de los Alimentos. 179 pp.

Di Maggio J, Fernández C, Parodi E, Diaz MS, Estrada V. 2016. Modeling phytoplankton community in reservoirs: A comparison between taxonomic and functionalgroups-based models. *Journal of Environmental Management* 165: 31- 52.

Fritz L, Siniscalchi A, Privitera Signoretta I, Estrada V, Díaz MS. 2021.Estudio de la dinámica del plancton del embalse Paso de las Piedras (Buenos Aires, Argentina) a través datos de campo y modelado matemático. 9° Congreso Argentino de Limnología

Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D, Pollingher U, Zohary T.1999. Biovolumecalculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.

Macêdo RL, Franco ACS, Russo P, Collart T, Mammola S, Jeppesen E, Branco CWC, dos Santos L N, Rocha O. 2021. Climate and landscape changes enhance the global spread of a bloom-forming dinoflagellate related to fish kills and water quality deterioration. *Ecological Indicators*, 133, 108408.

Privitera Signoretta I, Estrada V, Ferrer NC. 2019. *Ceratium furcoides* (dinophyceae) en el embalse Paso de las Piedras. I Jornadas del agua de SO Bonaerense. 157-160

Smayda TJ. 1978. From phytoplankters to biomass. In: Sournia, A. (Ed.). PhytoplanktonManual. Paris: Oxford UNESCO, pp. 273-280.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. Verein. Theor. Angrew. *Limnology* 9: 1-38.

Modelado de Islas flotantes como estrategia de restauración

Laura J. FRITZ[a*], Amira SINISCALCHI[a,b], Fernando RAMOS[a,b], Vanina ESTRADA[a,b]
Soledad DÍAZ[a,b]

[a] Planta Piloto de Ingeniería química, CONICET-UNS,
[b] Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur,
*E-mail: Lfritz@plapiqui.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

La eutrofización es una de las formas de contaminación acuática más frecuente en nuestro país y en todo el mundo. Una de las consecuencias es la proliferación de comunidades algales, muchas veces nocivas. Esta problemática creciente en todo el mundo, amenaza la biodiversidad, la salud humana y de otros organismos. En diversos países se han utilizado estrategias de restauración de ecosistemas acuáticos, las mismas pueden ser externas o internas. En un contexto donde la disponibilidad de agua potable es cada vez menor, resulta indispensable planificar medidas remediadoras. En este estudio se incorporaron ecuaciones que describen el efecto de colocar islas flotantes artificiales en el embalse Paso de las Piedras, en un modelo mecanístico de calidad del agua formulado previamente en un marco de optimización dinámica. Los resultados sugieren que la implementación de AFIs sería una tecnología verde eficaz para restaurar ecosistemas contaminados disminuyendo el exceso de nutrientes.

Palabras clave: AFIs; blooms; cianobacterias; restauración

1. Introducción

La eutrofización es el exceso de nutrientes en un cuerpo de agua, un proceso que se desarrolla con el tiempo y provoca el deterioro de la calidad del ecosistema. Este proceso se acelera por acción antrópica debido al mal uso de la tierra, descargas de desechos, contaminación, etc. Esta forma de contaminación es una problemática ambiental, económica y social recurrente en los cuerpos de agua (Gabrowska y Marzur-Marzec, 2011). Una de las consecuencias es la proliferación de comunidades algales (*blooms*), muchas veces nocivas. Esta problemática creciente en todo el mundo, amenaza la biodiversidad, la salud humana y la de otros organismos (Søndergaard *et al.,* 2001). Las proyecciones sobre el cambio climático auguran incrementos en los episodios de *blooms* debido al aumento de temperatura promedio, ya que las cianobacterias se ven favorecidas (Paerl y Otten, 2013). Por ello es urgente implementar medidas de prevención y restauración. En muchos países se han utilizado diversas estrategias de restauración de ecosistemas acuáticos (Nakamura y Mueller, 2008). Las mismas pueden ser externas o internas, dependiendo si se actúa sobre el ingreso de nutrientes o en la dinámica del cuerpo de agua, respectivamente. Para mitigar la contaminación de los recursos hídricos, en un contexto donde la disponibilidad de agua

potable es cada vez menor, resulta indispensable planificar medidas remediadoras. Una herramienta prometedora es la implementación de sistemas de islas flotantes artificiales (AFIs por sus siglas en inglés). Las AFIs son estructuras flotantes diseñadas desde la década del 80', en principio para mejorar la calidad del agua de ecosistemas riparios. Más tarde, su uso se extendió y actualmente son una alternativa muy efectiva para el tratamiento de aguas con diferentes grados de contaminación. El diseño básico consiste en una estructura de flotabilidad, diversos sustratos y especies de plantas que actuarán de filtros biológicos, en algunos casos se agregan suplementos al sustrato que le otorga mayor capacidad de acción al biofilm que se forma en el entramado de raíces (Prashant y Billore, 2020). En estudios realizados en microcosmos, el porcentaje de remoción de fósforo y nitrógeno por el uso de islas flotantes fue significativo (Wang *et al.*, 2017).

En este estudio se incorporaron ecuaciones que describen el efecto de colocar AFIs en el embalse, a un modelo mecanístico de calidad del agua basado en primeros principios y formulado en un marco de optimización dinámica (Estrada *et al.*, 2011). En este caso utilizamos la especie nativa *Senecio bonariensis,*la cual fue estudiada previamente para analizar la estrategia externa de humedales artificiales sobre uno de los tributarios (Siniscalchi *et al.,* 2020). Dicha planta tiene gran potencial remediador (Siniscalchi, 2012), y se podría en un futuro estudio, combinar con una especie perenne.

2. Materiales y Métodos

2.1.Sitio de estudio

El embalse Paso de las Piedras es un lago que abastece de agua potable a Bahía Blanca, Punta Alta y la zona. Tiene dos tributarios, el Río Sauce Grande y el Arroyo el Divisorio. Fue caracterizado como eutrófico (Scheffer, 2004) y debido a la topografía del paisaje y los procesos de mezcla es no estratificado (Estrada, 2010). Suele tener *blooms* algales principalmente en verano cuando la temperatura aumenta. La dinámica espacial y temporal de las principales comunidades planctónicas, así como también las principales variables fisicoquímicas del embalse Paso de las Piedras fueron descriptas en el modelo matemático mencionado. El modelo permite simular diversos escenarios futuros y así evaluar qué estrategia de remediación resultaría ser más eficiente para mejorar la calidad del agua.

2.2. Modelo matemático de AFIs

Las estrategias de restauración pueden formularse como problemas de optimización dinámicos sujetos al modelo de calidad de agua (sistema DAE) y pueden resolverse usando diversos enfoques. El modelo de calidad de agua formulado para el embalse Paso de las Piedras incluye balances de masa dinámicos para los principales grupos taxonómicos de: fitoplancton, zooplancton, tres tallas de pejerrey y dos de dientudo, los principales nutrientes, oxígeno disuelto, carbono orgánico particulado y disuelto y se encuentra formulado en gPROMS.

El balance de la biomasa de plantas en las AFIs (Ec. 1) posee un término de crecimiento ($R_{Biomass,growth}$) (Ec. 2) que considera el crecimiento máximo de la especie sembrada multiplicada por los principales factores que afectan a los organismos fotoautotróficos: temperatura ($f(T)_i$) (Ec. 3), radiación solar ($f(I)_i$) (Ec. 4), concentración de fósforo y nitrógeno (fN_i) (Ec. 5) de la capa superior del embalse; un término de mortalidad ($R_{Biomass,death}$) (Ec. 6) dependiente de la temperatura, y un término de cosecha ($R_{Biomass,harvest}$) (Ec. 7) que se realiza solo cuando la planta alcanza su máximo crecimiento.

$$\frac{dC_{Biomass}}{dt} = r_{Biomass} = R_{Biomass,growth} - R_{Biomass,death} - R_{Biomass,harvest} \quad (1)$$

$$R_{Biomass,growth} = k_{Biomass,growth}\, f(T)_i\, f(I)_i f(N)_i C_{Biomass} \quad (2)$$

$$f(T)_i = \left(\frac{T_i}{T_{opt}}\right) exp\left(1 - \left(\frac{T_i}{T_{opt}}\right)\right) \quad (3) \qquad f(I)_i = \left(\frac{I_i}{I_{opt}}\right) exp\left(1 - \left(\frac{I_i}{I_{opt}}\right)\right) \quad (4) \qquad f(N)_i = \left(\frac{C_{i,PO_4}}{K_P + C_{i,PO_4}}\right)\left(\frac{C_{i,NO_3}}{K_N + C_{i,NO_3}}\right) \quad (5)$$

$$R_{Biomass,death} = k_{Biomass,death}\, \theta_{Biomass,death}^{(T-20)} C_{Biomass} \quad (6)$$

$$R_{Biomass,harvest} = \{0,\ if\ R_{Biomass,growth} < k_{Biomass,growth\ max}\beta_i * Biomass,\ if\ R_{Biomass,growth} = k_{Biomass,growth\ \max} \quad (7)$$

3. Resultados y Discusión

Los *blooms* de cianobacterias y el crecimiento de otros grupos algales, se ven beneficiados por el cambio climático. Sin embargo, en la utilización de AFIs con sustratos que permiten la formación de biofilm, se ha observado que tienen mayor eficacia de adsorción de nutrientes con el aumento de temperatura (Kong *et al.*, 2019). Esta propiedad otorga a las islas flotantes un potencial uso como herramienta de remediación. Los primeros resultados de la implementación teórica de las AFIs con un 5% del área cubierta (175 ha), muestran una disminución satisfactoria de la concentración de fosfato, nitrato y de fitoplancton. Estimamos este porcentaje ya que cuanto menor superficie a cubrir sea necesaria para obtener un beneficio, mayor será la viabilidad de la implementación práctica.

3.1. Perfiles temporales de los principales nutrientes

Los resultados numéricos de las concentraciones de los principales nutrientes mostraron una disminución simulando la implementación de AFIs respecto a las simulaciones sin esta estrategia. En las Figuras 1 y 2 se observan los perfiles de concentración en un horizonte de tiempo de 12 años (3 tiempos de retención), de los principales nutrientes y del fitoplancton total, respectivamente. Teniendo en cuenta el valor medio de concentraciones para el último año simulado, la disminución del nitrato es del 16.42%. Por otra parte, la concentración del fosfato disminuyó en un 60.81%. Como consecuencia de la disminución de nutrientes, las

concentraciones de fitoplancton total disminuyeron un 5.92% en la simulación con AFIs respecto a los resultados sin la restauración. Si bien los resultados numéricos indican una disminución importante en los nutrientes, las concentraciones de fosfato, el principal nutriente limitante de la productividad primaria en agua dulce, sigue por encima de los límites de eutrofización (0.02 mg/L, Wetzel, 1983).

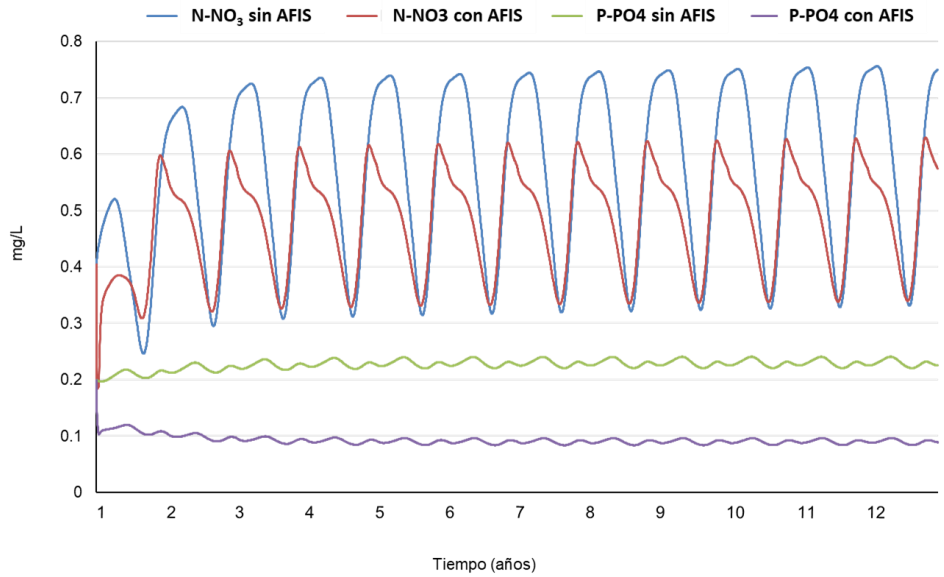


Figura 1. Perfil de fosfato y nitrato (mg/L) con y sin implementación de AFIs

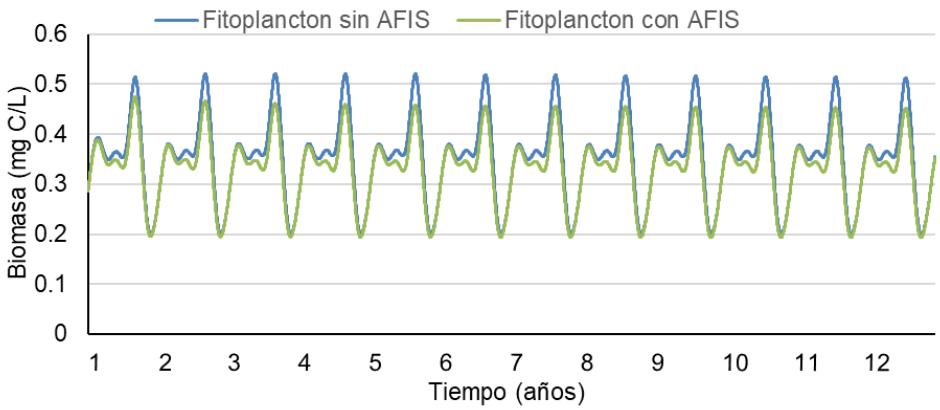


Figura 2. Perfil de concentración de fitoplancton (mg/L) con AFIs (verde) y sin implementación de AFIs (celeste)

4. Conclusiones

Los resultados sugieren que la implementación de AFIs podría ser una tecnología verde eficaz para restaurar ecosistemas contaminados contribuyendo a disminuir la concentración de nutrientes y al control “de abajo hacia arriba” del crecimiento de las cianobacterias y otros grupos algales que ponen en riesgo la salud pública y del ecosistema y, que además, hacen más complejo y costoso el proceso de potabilización. El uso del modelo matemático permite evaluar de diferentes escenariosactuales y futuros de un ecosistema complejo, minimizando

loscostos que tendría el implementar una estrategia de restauración a campo sin tener en cuenta cómo va a reaccionar el sistema. Actualmente se está evaluando *in silico* la utilización combinada de estrategias externas (humedales artificiales) e internas (AFIs y biomanipulación) del embalse Paso de las Piedras.

Agradecimientos: Al CONICET y Universidad Nacional del Sur por la financiación de los proyectos PIO, PIP, PICT y PGI obtenidos desde 2013 hasta la actualidad. A la autoridad del agua (ADA) de la provincia de Buenos Aires por el apoyo en las campañas de muestreo y por los datos aportados.

Referencias bibliográficas

Estrada V, Di Maggio J, Díaz MS, 2011. Water sustainability: a system engineering approach to restoration of eutrophic lakes. *Computers & Chemical Engineering* 35, 1598.

Estrada V, 2010. Modelamiento y optimización dinámica de procesos de eutrofización. https://repositoriodigital.uns.edu.ar

Grabowska M, Mazur-Marzec H. 2011. The effect of cyanobacterial blooms in the Siemianówka Dam Reservoir on the phytoplankton structure in the Narew River. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*. 40: 19–26.

Kong L, Wang L, Wang Q, Mei R, Yang Y. 2019. Study on new artificial floating island removing pollutants. *Environmental Science and Pollution Research* 26:17751–17761.

Nakamura K y Mueller G, 2008.Review of the perf or mance of the artificia l floating island as a restoration tool for aquatic environments.W*orld Environmental and Water Resources Congress. 2008 Ahupua'a.*

Paerl HW y Otten, TG, 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, consequences and controls. *Microbial Ecology*. 65(4):995-1010.

Prashant y Billore SK, 2020. Artificial floating islands for water quality improvement. *Water science and technology*. 81.6.

Scheffer JC. 2004. Los recursos hídricos y el abastecimiento de agua. Región de Bahía Blanca. Publicaciones del CEPADE, Argentina.

Siniscalchi AG. 2012. Fitorremediación de un arroyo eutrofizado mediante el cultivo de dos especies autóctonas: *Senecio bonariensis (Compositae*) y *Cladophora surera (Chlorophyta*). https://repositoriodigital.uns.edu.ar.

Siniscalchi AG, Di Maggio J, Estrada V, Díaz S, 2020. Integrated mathematical models for drinking water reservoirs and constructed wetlands as a tool for restoration planning. *Journal of Hydrology* 586 (2020) 124867.

Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E, 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. Review Article. *The Scientific World.* 1, 427–442.

Wang HH, Liu JL, Zhang R, Liu JK, Zou Y, Zhang Z, 2017. Do Aquatic Macrophytes Configuration Mode Impact Water Quality? *Sains Malaysiana* 46(12): 2375–2381.

Wetzel RG (1983). Limnology. Second Edition. Saunders College Publishing. 860 pp.

Estimación de la calidad de agua de lagunas de la pampa interior a través de información satelital

Paula TORRE ZAFFARONI[a*], Pablo BALDASSINI[a], Sebastián AGUIAR[a], Armando RENNELLA[b], Alejandro LOPEZ[b], María BOVERI[b], Esteban JOBBAGY[c]

[a] IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
[b] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Acuicultura.
[c] Grupo de Estudios Ambientales, IMASL-UNSL.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: torrezaffaroni@agro.uba.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Las lagunas del oeste de la región pampeana presentan una gran heterogeneidad espacial y temporal, no sólo en su tamaño, sino también en su salinidad y contenido de nutrientes y, por ende, en su turbidez, contenido de clorofila y sedimentos. Aprovechando la amplia disponibilidad de información provista por sensores remotos y muestreos a campo, este trabajo evaluó y calibró diversos modelos para estimar la transparencia, la concentración de clorofila-a y de sólidos en suspensión mediante información espectral y los aplicó sobre la serie disponible de Landsat entre los años 1985 y 2020 para cinco departamentos ubicados dentro del distrito de la Pampa Interior. La extrapolación de los tres modelos con mejor desempeño (con valores de R^2 entre 0.51 y 0.57) fue integrada en un SIG abierto basado en Google EarthEngine, donde el usuario puede consultar y extraer la serie temporal histórica de los parámetros de calidad para distintos cuerpos de agua. La información generada permitirá explorar futuras preguntas ecólogo-limnológicas relacionadas con, por ejemplo, el efecto de los atributos estructurales (profundidad, forma, textura del suelo) y funcionales (ciclos de llenado y secado de los cuerpos de agua, conectividad con otros cuerpos de agua) de las lagunas sobre la variabilidad de los parámetros de calidad, así como de la configuración de la matriz agrícola en las zonas de influencia.

Palabras clave: clorofila-a; turbidez; transparencia; lagos someros; Landsat; teledetección

1. Introducción

El centro de Argentina alberga una de las llanuras más planas del planeta, cuyo paisaje se caracteriza por presentar una fracción muy relevante de su superficie cubierta por lagunas o lagos someros (1-2 m) (Jobbagy *et al*., 2008). La región presenta un clima subhúmedo donde se alternan períodos secos y húmedos y, dado que la hidrología de estas lagunas depende fuertemente de las precipitaciones, su tamaño varía considerablemente entre años. A su vez, estas lagunas presentan una gran heterogeneidad espacial y temporal en su salinidad, contenido de nutrientes, y en parámetros de la calidad del agua, entre ellos el contenido de clorofila, de sedimentos y turbidez (Izaguirre *et al*., 2022).

Dada la larga historia agrícola de esta región, se ha documentado que la eutrofización de sus lagunas se ha acelerado durante los últimos años, lo cual afecta su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Izaguirre *et al*., 2022). En este contexto, resulta imprescindible monitorear la calidad de agua de estos cuerpos de agua, no solo para la población local, sino también para la vida silvestre. Aprovechando la amplia disponibilidad de información provista

por sensores remotos y muestreos de campo, este trabajo buscó: 1) calibrar modelos que permitan estimar la transparencia, el contenido de clorofila, y los sólidos en suspensión a través del uso combinado de información satelital y mediciones de campo, y 2) en base a los mejores modelos estadísticos, generar una plataforma que permita evaluar la situación pasada, presente y futura de la calidad de agua de la región.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio, recolección de información de campo y satelital

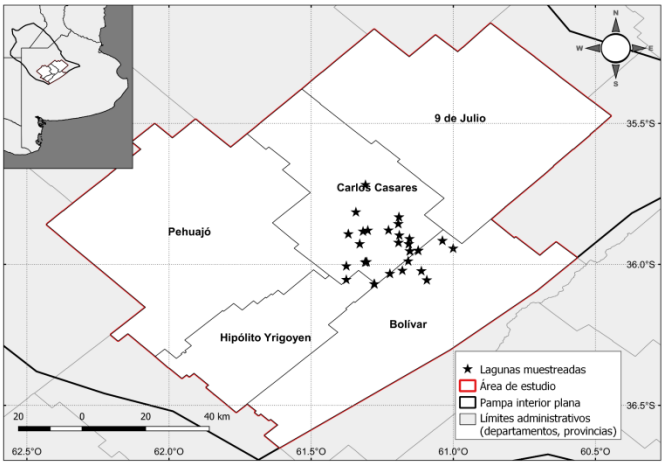


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las lagunas muestreadas a campo

Se seleccionaron cinco departamentos dentro del distrito de la Pampa Interior perteneciente a los pastizales del Río de la Plata (Soriano, 1992) (Figura 1). Estos departamentos corresponden a una fracción de la región con mayor alternancia de cobertura de espejos de agua. Se realizaron mediciones in situ de la concentración de clorofila-a (Chl, mg/m^3), sólidos en suspensión (SS, mg/l), y de la profundidad del disco de Secchi (SDL, m) en 28 cuerpos de agua entre febrero de 2017 y febrero de 2020 en Carlos Casares y alrededores (Figura 1). Cinco de ellas fueron muestreadas entre 8 y 13 veces cada una, obteniendo así un total de 110 observaciones.

Las lagunas relevadas son representativas de los cuerpos de agua típicos de la zona en cuanto a su forma, superficie, profundidad, posición en el paisaje, y fueron seleccionadas *in situ* en base a su accesibilidad. La transparencia del agua se midió con un disco de Secchi. Se tomaron muestras (5L) en aguas abiertas a 40 cm de profundidad, filtradas en el mismo día, para medir la concentración de clorofila-a (Whatman GF/F 0.7 µm) y de sólidos en suspensión (Whatman GF/C 1.2 µm), en ambos casos hasta saturar el filtro.

Se utilizó información derivada de imágenes Landsat 8 que presentan una resolución espacial de 30 metros y un período de revisita de 16 días. Se trabajó con la plataforma Google Earth Engine (https://code.earthengine.google.com) (Gorelick *et al.*, 2017) de donde se obtuvo, para cada punto muestreado, los valores de reflectancia en la porción del espectro visible e

infrarrojo de la imagen más cercana a la fecha de muestreo (dentro de los 3 días anteriores y posteriores). A cada una de las imágenes se les aplicó un filtro de calidad para descartar todos aquellos píxeles afectados por nubes o sombras.

Del total de datos de campo se descartaron aquellos que, por la presencia de otros grupos de productores, pudieran interferir en la información registrada por los sensores remotos (*e.g.*, lagunas secas o con alta densidad de macrófitas sumergidas). Finalmente se trabajó con 45 observaciones.

2.2. Calibración de información satelital con datos de campo, selección de modelos, y extrapolación temporal y espacial

Sobre la base de una revisión de 13 trabajos previos que aplican información satelital para describir las variables de interés (Bohn *et al.*, 2018, Bonansea *et al.*, 2014, 2015, Chao Rodríguez *et al.*, 2014, Deutsch *et al.*, 2018, Dogliotti *et al.*, 2015, 2018, Luo *et al.*, 2020, Markogianni *et al.*, 2018, Patra *et al.*, 2016, Sánchez *et al.*, 2021, Urbanski *et al.*, 2016, Vakili y Amanollahi, 2020), se eligieron bandas e índices espectrales potencialmente explicativos de estos parámetros. Los modelos fueron evaluados mediante su coeficiente de determinación (R^2) y el criterio de información de Akaike (AIC). A partir de esto, se seleccionó el modelo más apropiado para cada parámetro y se lo aplicó al período 1985-2020 (en base a datos de reflectancia provenientes de las misiones 5 y 8 de Landsat) y a todos los cuerpos de agua dentro del área de estudio. Se identificaron lagunas en base a la frecuencia de inundación del producto *Global Surface Water Extent* (GSWE), con una resolución espacial de 30m, temporal mensual y que se extiende entre octubre de 1985 y diciembre de 2020 (Pekel *et al.*, 2016). Se consideraron como tales a los conjuntos de píxeles que tuvieran (a) >10% de frecuencia de cobertura de agua libre y (b) >3 ha de superficie cubierta por agua en su máximo histórico. Finalmente, sobre cada píxel que fuera identificado por el producto GSWE como *agua* en cada mes entre 1985 y 2020 se estimó el contenido de clorofila-a, de sólidos en suspensión y la profundidad del disco de Secchi.

3. Resultados y Discusión

Se evaluaron 30 modelos en total. Los mejores modelos explicaron entre un 51 y un 57% de las variaciones observadas a campo (Tabla I). Además de ser adecuados respecto a los criterios de evaluación, los tres modelos tienen un poder interpretativo valioso. En este sentido, el mejor modelo de estimación de clorofila-a incorporó el cociente de reflectancia azul: verde (respuesta negativa) junto a la reflectancia absoluta en rojo (respuesta positiva) y descartó la reflectancia infrarroja cercana. Esto sugiere que el modelo es indicador de la actividad del pigmento en las porciones del espectro visible. La profundidad del disco de Secchi (SDL) y la concentración de sólidos en suspensión (SS) fueron explicadas por la reflectancia absoluta en el azul (positiva para SDL, negativa para SS) y en el rojo e infrarrojo (negativa para SDL, positiva para SS). Es decir, los modelos se basan en el cambio en el

color del cuerpo de agua, de tonos azulados a rojizos, y en el aumento de la dispersión en la porción del infrarrojo cercano al aumentar la concentración del material particulado en las lagunas.

	Modelo	Ecuación	AIC	R^2	RMSE
Clorofila a	**B2/B3 + logB4**	**log(Chl-a) = 6.06 -3.06 * B2/B3 + 1.99 * log(B4)**	**83.086**	**0.57**	**0.5573**
	B2 + B3 + logB4	log(Chl-a) = 4.4 -73.21 * B2 + 28.53 * B3 + 1.72 * log(B4)	90.611	0.51	0.5926
	B2/B3	log(Chl-a) = 2.76 -2.6 * B2/B3	101.985	0.31	0.703
	B3/B2	log(Chl-a) = 0.97 + 0.23 * B3/B2	106.004	0.25	0.7351
	NDVI	log(Chl-a) = 1.28 + 1.61 * NDVI	109.516	0.19	0.7643
	logB4	log(Chl-a) = 4.05 + 1.51 * log(B4)	111.293	0.15	0.7796
Profundidad del disco de Secchi	**B2 + B4 + B5**	**log(sdl) = 0.07 + 30.41 * B2 -14.89 * B4 -8.34 * B5**	**46.285**	**0.51**	**0.3853**
	B5	log(sdl) = 0.07 -8.72 * B5	47.499	0.44	0.4119
	NDVI	log(sdl) = -0.12 -1.38 * NDVI	56.832	0.29	0.4643
	B4	log(sdl) = -0.01 -13.87 * B4	63.819	0.16	0.5078
	B2/B4	log(sdl) = -0.81 + 0.8 * B2/B4	68.531	0.05	0.5394
	B2	log(sdl) = -0.31 -9.61 * B2	69.432	0.02	0.5457
Sólidos en suspensión	**B2 + B4 + B5**	**log(ss) = 1.04 -53.62 * B2 + 33.38 * B4 + 9.29 * B5**	**74.549**	**0.52**	**0.5317**
	B5	log(ss) = 1.15 + 11.71 * B5	79.615	0.40	0.5938
	B4	log(ss) = 1.13 + 22.75 * B4	90.77	0.21	0.6803
	NDVI	log(ss) = 1.48 + 1.46 * NDVI	93.098	0.17	0.6999
	B2/B4	log(ss) = 2.5 + -1.47 * B2/B4	97.021	0.08	0.7342
	B2	log(ss) = 1.61 + 15.39 * B2	99.289	0.03	0.7548

Tabla I. Desempeño de 18 de los 30 modelos evaluados para estimar la concentración de clorofila-a (Chl-a), la profundidad del disco de Secchi (SDL) y los sólidos en suspensión (SS) a partir de información espectral. B2 = Azul; B3 = Verde; B4 = Rojo; B5 = Infrarrojo Cercano; NDVI = (B5-B4)/(B5+B4).

Muchos de los modelos propuestos en la bibliografía existente mostraron un desempeño pobre en el presente estudio (*e.g.*, NDVI para Chl-a, B2/B4 para SDL, Tabla I). Esto puede deberse a las características propias de las lagunas en las llanuras, donde la escasa profundidad, la mayor presencia de macrófitas y la alternancia frecuente entre estados acuáticos y terrestres pueden generar condiciones ópticas diferentes a las de los sistemas reportados previamente.

Finalmente, los tres modelos fueron aplicados a las 3881 lagunas (1293 km^2) identificadas entre 1985 y 2020 y sus resultados fueron recopilados en una aplicación SIG basada en Google Earth Engine (Figura 2a). En ella, el usuario puede visualizar la mediana y el coeficiente de variación de los tres parámetros y explorar, para un punto en particular al hacer *click* sobre él, la serie temporal modelada del parámetro de interés (Figura 2b-d). La aplicación es abierta y dinámica en el sentido en que los modelos aplicados y las opciones de visualización pueden ser actualizadas a medida que se mejoren los modelos o surjan nuevos requerimientos y/o solicitudes de usuarios, y se disponga de imágenes satelitales más recientes.

La información generada permitirá explorar preguntas ecólogo-limnológicas en un gradiente amplio de condiciones biofísicas, así como explorar dinámicas y tendencias temporales. Por ejemplo, realizar comparaciones entre tipos de lagunas por profundidad y forma (atributos estructurales), evaluar cómo los distintos ciclos de llenado y secado de las lagunas y el grado de conectividad entre ellas se refleja en la dinámica de la calidad del agua (atributos funcionales), y evaluar los efectos de las distintas configuraciones de uso del suelo en el área de influencia de las lagunas. Entre los trabajos futuros resulta necesario aislar aquellos atributos o variables que expliquen la varianza no explicada por los modelos ajustados. El fondo de las lagunas, la presencia de macrófitas y de plantas terrestres sumergidas durante el ciclo de inundación pueden ser incorporadas como covariables.

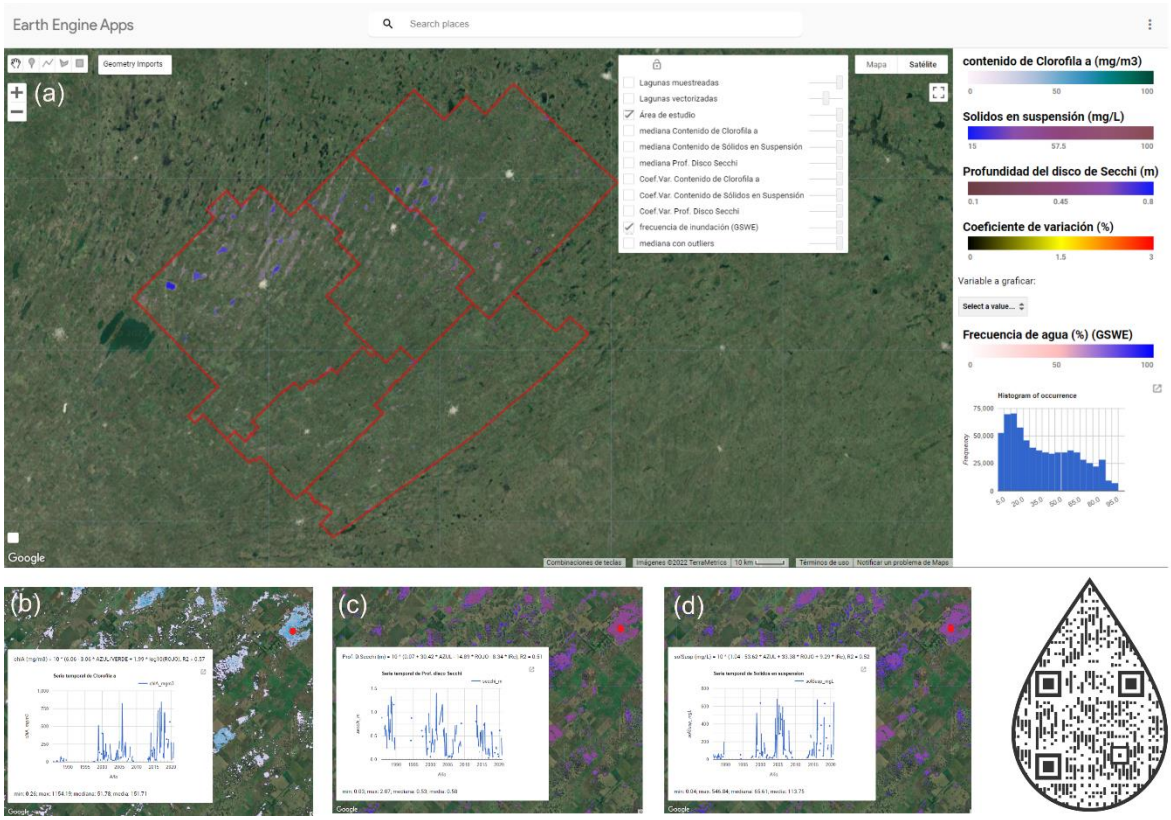


Figura 2. Extracto de la aplicación montada en Google EarthEngine (accesible mediante el código QR) donde se visualizan (a) las medidas resumen de los modelos de estimación de clorofila-a, sólidos en suspensión, y profundidad del disco de Secchi, extrapolados al área de estudio y al período 1985-2020 para píxeles clasificados como agua; (b-d) las series temporales de cada parámetro en un punto seleccionado por el usuario (en rojo), junto a la ecuación del modelo ajustado y medidas resumen (mínimo, mediana, media y máximo en todo el período).

4. Conclusiones

Los modelos ajustados a partir de información espectral para estimar parámetros de calidad de agua en lagunas someras del oeste de la región pampeana demostraron una capacidad explicativa adecuada e interpretativa muy alta. En este sentido, y dada la vasta utilidad de estos modelos para abordar estudios ecólogo-limnológicos, resulta muy relevante aumentar los esfuerzos para mejorar los modelos estadísticos ajustados. La información generada se

encuentra disponible en formato de aplicación abierta, que cuenta con la posibilidad de ser actualizada.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado por la UBA-CONICET y ANPCyT.

Referencias bibliográficas

Bohn VY, Carmona F, Rivas R, Lagomarsino L, Diovisalvi N, Zagarese HE. 2018. Development of an empirical model for chlorophyll-a and Secchi Disk Depth estimation for a Pampean shallow lake (Argentina). *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*.

Bonansea M, Bazán R, Pagot M, Pinotti L, Ledesma C, Rodríguez C. 2014. Utilización de imágenes ASTER y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila-a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Biología Acuática*, (30), 69-77.

Bonansea M, Rodriguez MC, Pinotti L, Ferrero S. 2015. Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). *Remote Sensing of Environment*.

Chao Rodríguez Y, el Anjoumi A, Domínguez Gómez JA, Rodríguez Pérez D, Rico E. 2014. Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain. *Environmental Monitoring and Assessment*.

Deutsch ES, Alameddine I, El-Fadel M. 2018. Monitoring water quality in a hypereutrophic reservoir using Landsat ETM+ and OLI sensors: how transferable are the water quality algorithms? *Environmental Monitoring and Assessment*.

Dogliotti AI, Ruddick KG, Nechad B, Doxaran D, Knaeps E. 2015. A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment*.

Dogliotti AI, Gossn JI, Vanhellemont Q, Ruddick KG. 2018. Detecting and quantifying a massive invasion of floating aquatic plants in the Río de la Plata turbid waters using high spatial resolution ocean color imagery. *Remote Sensing*, 10(7), 1140.

Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.

Izaguirre I, Zagarese H, O'Farrell I. 2022. The limnological trace of contemporaneous anthropogenic activities in the Pampa Region. *Ecología Austral*:32 (En prensa). Disponible en http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1884.

Jobbagy EG, Nosetto MD, Santoni CS, Baldi G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral*, 18(3), 305-322.

Luo J, Pu R, Ma R, Wang X, Lai X, Mao Z, … Sun Z. 2020. Mapping Long-Term Spatiotemporal Dynamics of Pen Aquaculture in a Shallow Lake: Less Aquaculture Coming along Better Water Quality. *Remote Sensing*.

Markogianni V, Kalivas D, Petropoulos G, Dimitriou E. (2018). An Appraisal of the Potential of Landsat 8 in Estimating Chlorophyll-a, Ammonium Concentrations and Other Water Quality Indicators. *Remote Sensing*.

Patra P, Dubey SK, Trivedi RK, Sahu SK, Rout SK. 2016. Estimation of chlorophyll-a concentration and trophic states for an inland lake from Landsat 8 OLI data: a case of Nalban Lake of East Kolkata Wetland, India.

Pekel JF, Cottam A, Gorelick N, Belward AS. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418-422.

Sánchez ML, Schiaffino MR, Graziano M, Huber P, Lagomarsino L, Minotti P… Izaguirre I. 2021. Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquatic Ecology*.

Soriano A. 1992. Rio de La Plata Grasslands. En: Coupland, R.T. (editor). Ecosystems of the world 8A. Natural Grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, Amsterdam. Págs. 376-407.

Urbanski JA, Wochna A, Bubak I, Grzybowski W, Lukawska-Matuszewska K, Łącka M., … y Zajączkowski, M. (2016). Application of Landsat 8 imagery to regional-scale assessment of lake water quality. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*.

Vakili T, Amanollahi J. 2020. Determination of optically inactive water quality variables using Landsat 8 data: A case study in Geshlagh reservoir affected by agricultural land use. *Journal of Cleaner Production*.

Reservas hídricas en la provincia de Santa Fe: caracterización e índices de calidad ambiental

Verónica WILLINER[ab*], Federico GIRI[ab], María Florencia VIOZZI[a], Paula REYES[a], Gisela MAYORA[a], Celeste MORA[a], Melina Paola MICHLIG[de], Luisina Delma DEMONTE[de], María Rosa REPETTI[d] y Leandro NEGRO[ac]

[a] Instituto Nacional de Limnología, CONICET- UNL, Santa Fe[b] Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe
[c] Escuela de Sanidad, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe
[d] Programa de Investigación y Análisis de Residuos y Contaminantes Químicos (PRINARC), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe
[e] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas Técnicas (CONICET)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: vwilliner@inali.unl.edu.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de ecosistemas acuáticos

Resumen

En la actualidad los ambientes acuáticos sometidos a estrés ambiental constituyen la regla y no la excepción debido al conjunto de impactos resultantes de las actividades antrópicas y de las múltiples actividades que se sostienen en el usufructo de las cuencas hidrográficas. Este trabajo tenemos como objetivo caracterizar 8 sitios en los arroyos Saladillo, San Urbano y Pavón en el sur de la provincia de Santa Fe mediante el estudio de variables ambientales, concentraciones de pesticidas e índices de calidad ambiental. El Índice de calidad de aguas pampeanas (ICAP) realiza una caracterización de los sitios similar a la obtenida mediante PCA en el que se incluyen determinaciones de variables ambientales y concentraciones de pesticidas. Los valores de Clorofila a, DBO, STS orgánicos determinan las particularidades del sitio 4en el Arroyo Saladillo (atraviesa la ciudad de Casilda) que tiene una mayor relación con fuente de contaminación orgánica. Las particularidades loticas y las escasas lluvias cercanas al periodo de muestreo determinaron que el sitio 1 del Arroyo Saladillo, a pesar de estar dentro de la reserva hídrica Bajo de los Leones, presentara la mayor cantidad de pesticidas en sedimento. Dentro del sitio Ramsar el sitio 5 ha sido catalogado como de condiciones moderadas por el ICAP.

Palabras clave: sitio Ramsar; uso de suelo; plaguicidas

1. Introducción

Los ambientes acuáticos sometidos a estrés ambiental constituyen la regla y no la excepción debido al usufructo de las cuencas hidrográficas. La agricultura y la ganadería son unas de las principales fuentes difusas de modificación de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos (Moss, 2008). El paso de ríos y arroyos por poblaciones suma fuentes puntuales de efluentes urbanos e industriales. En esta matriz se crearon reservas hídricas naturales para la implementación del Sistema Interconectado para la Conservación de la Diversidad Biológica (SIRECO-DB). Estos arroyos se originan en áreas de bajo impacto agrícola ganadero, pero luego sus cauces discurren por una matriz predominantemente agrícola-ganadera y atraviesan territorios heterogéneos con divergentes niveles de uso de la tierra. En

este trabajo tenemos como objetivo caracterizar 8 sitios de estudios a través de variables ambientales, concentraciones de pesticidas e índices de calidad ambiental.

2. Materiales y Métodos

Los arroyos seleccionados son “Arroyo Saladillo”, “Arroyo San Urbano” y “Arroyo Pavón” (8 sitios sujetos a diferentes manejos para uso agropecuario) (Figura 1). Se registró *in situ* la temperatura del agua, oxígeno disuelto, pH y conductividad mediante sensores digitales (HANNA instruments, Woonsocket, RI, USA). También se tomaron muestras de agua y sedimentos para analizar la presencia de plaguicidas, carga de nutrientes, clorofila a, DBO y DQO. Las muestras de agua y sedimentos para determinación de plaguicidas se analizaron en PRINARC (FIQ – UNL) por métodos cromatográficos. Las muestras de agua se analizaron para detectar NH_4, NO_3, NO_2, fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo (PT) y nitrógeno total (NT) por metodología estándar (APHA, 2005).Evaluamos la correlación entre las variables para reducir la cantidad a utilizar en el análisis de componentes principales (PCA).Se calcularon los índices de calidad de ribera de ambientes pampeanos (ICRP), de calidad de aguas pampeanas (ICAP) (Basílico *et al*., 2015), el índice de estado trófico (Carlson y Simpson, 1996) y el índice de pesticidas (Gutiérrez *et al*., 2022).

3. Resultados y Discusión

En función de los índices calculados y del análisis de PCA (Figura 2) realizado es posible considerar diferentes particularidades. Por un lado, de acuerdo con lo que refleja el PCA los puntos 2, 3, 4 y 6 podrían considerarse, en función de la velocidad de la corriente, como de comportamiento lótico, mientras que el resto con características de ambientes leníticos. El ICAP (figura 1) evidencia una agrupación de los sitios similar a la obtenida mediante PCA. Los sitios 5, 7 y 8 tienen una mayor relación con la presencia de más variedad de pesticidas. La ubicación del sitio 4, que atraviesa la ciudad de Casilda, está determinada por los valores de Clorofila a, DBO, STS orgánicos y por la conductividad, y a su vez se asocia con la presencia de glifosato y prometrina en sedimento. En los sitios 2, 3 y 6 los valores de pesticidas no inciden sobre la ubicación de estos. El sitio 1 es el que presento mayor riqueza de pesticidas en sedimentos, mientras que el sitio 8 en agua (Tabla I y II).

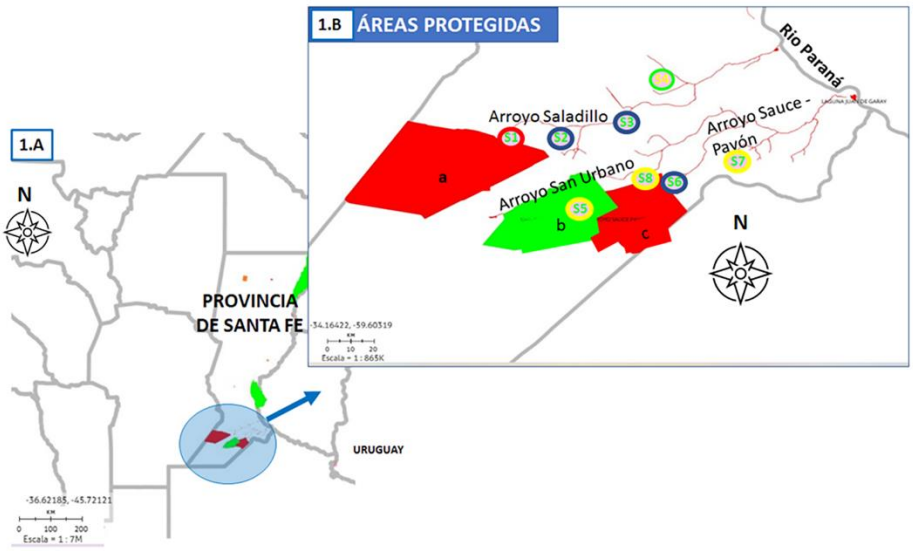


Figura 1. A) ubicación del área en la provincia de Santa Fe. B) 8 sitios de muestreo. Los colores del borde de los círculos y el de las letras indican los valores obtenidos en los índices. El color externo indica calidad de agua y el color de la letra la calidad de ribera. Los bordes de color azul (sitios 2, 3 y 6) tienen una caracterización de muy leve en el ICAP, el sitio 1 de color rojo elevada, los sitios con circulo amarillo (5, 7 y 8) son moderados y el sitio 4 con una caracterización de leve. El color de las letras de los círculos indica la valoración del ICRP mediante el cual todos los sitios tienen una valoración buena, menos el 4 que es intermedia. Imagen obtenida de IDESF (provincia de Santa Fe).

Las particularidades lóticas y las escasas lluvias cercanas al periodo de muestreo determinaron que el sitio 1, a pesar de estar dentro de la reserva hídrica Bajo de los Leones, presentara la mayor cantidad de pesticidas en sedimento. Del mismo modo, el sitio 5, ubicado dentro del sitio Ramsar ha sido caracterizado como moderado por el ICAP. Los resultados aquí obtenidos dan un inicio para evaluar la categoría de reserva hídrica y sus funciones puesto que los sitios ubicados en esas áreas no presentaron la calidad ambiental esperada por su categoría. Por otro lado, las diferentes intensidades de uso se suelo evidencian la modificación de ciertas dinámicas de los sistemas (zonas con comportamiento lotico y léntico en los mismos arroyos). Estos resultados iniciales tienen que ser complementados con otras herramientas de evaluación, como por ejemplo de las comunidades bióticas.

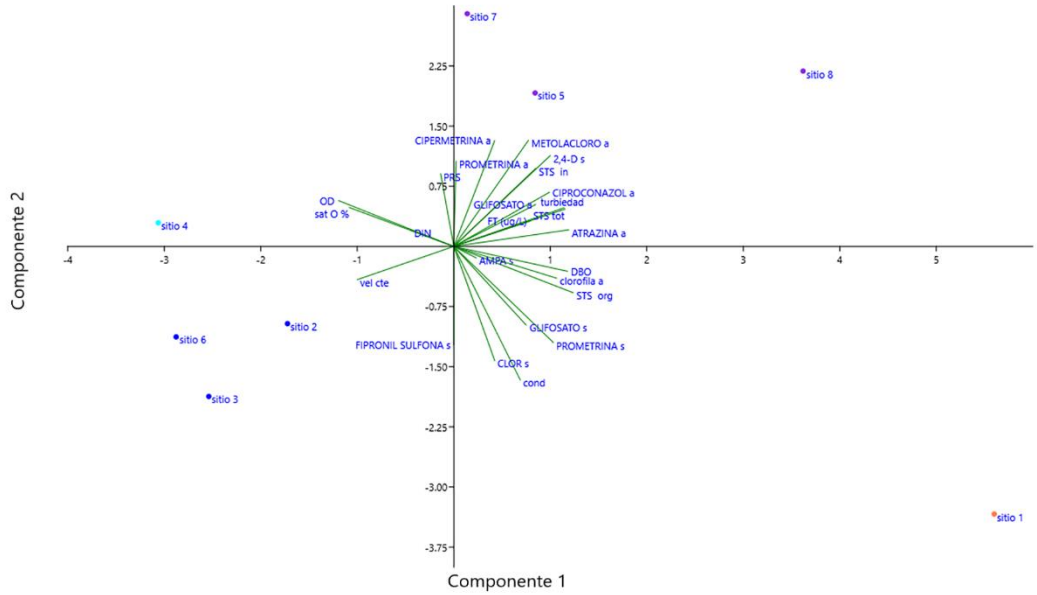


Figura 2. Análisis de Componentes Principales (PCA). El componente 1 explica el 41.30% de la varianza, mientras que el componente 2 el 19.31%.

Plaguicidas (µg/kg)/Puntos	1	2	3	4	5	6	7	8
Cantidad de pesticidas	12	3	5	3	2	3	3	5
Índice de pesticidas	2.49	1.44	2.37	1.52	0.79	0.49	1.56	2.16
Ampa	4*	13	7*	N/D	N/D	N/D	4*	10
Atrazina	14	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	13
Glifosato	17	16	11	N/D	5*	5*	6*	12
Prometrina	160	< 5	30	< 5	16	6	< 5	30
Azoxistrobina	30	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Carbendazim	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Imazapyr	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Propiconazol	N/D	N/D	N/D	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D
Tebuconazol	16	N/D	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Cipermetrina	380	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Clorpirifos	150	N/D	24	N/D	N/D	120	N/D	N/D
Fipronil	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Fipronil sulfona	< 10	N/D	< 10	< 10	N/D	N/D	N/D	N/D
Lambdacialotrina	170	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D

Tabla I. concentraciones de pesticidas en sedimentos *menor al límite de cuantificación (LC). N/D: no detectable. <: menor al LC pero > al LD (límite de detección). El color verde indica herbicida, el amarillo fungicida y el rojo insecticida

Plaguicidas (µg/L)/Puntos	1	2	3	4	5	6	7	8
Cantidad de pesticidas	9	6	5	5	10	6	12	13
Índice de pesticidas	2.53	1.83	1.51	1.28	2.81	1.41	4.36	3.42
2,4-D	0.1	N/D	N/D	N/D	0.2	N/D	0.1	0.2
Ampa	0.9	1.1	1.2	1.6	1.4	0.7	1	2.2
Atrazina	0.6	N/D	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	0.4	0.6
Bentazon	N/D	N/D	N/D	0,3	N/D	N/D	N/D	N/D
Glifosato	0.6	0.3*	0.3*	0.6	0.6	0.3*	0.4*	0.6
Metolacloro	0.1	N/D	< 0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.8
Prometrina	0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
S-Metolacloro	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	0.3	0.7
Carbendazim	N/D	N/D	N/D	N/D	0,1	N/D	N/D	N/D
Ciproconazol	0.03	0.03	N/D	N/D	0.03	N/D	0.03	0.03
Cipermetrina	0.2	0.3	N/D	N/D	0.2	0.1	1.2	0.6
Clorpirifos	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	0.2	< 0.1
Diazinon	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	0.1
Fipronil sulfona	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	< 0,05	< 0,05
Lambdacialotrina	< 0.1	0.1	N/D	N/D	< 0.1	< 0.1	0.3	0.2

Tabla II. concentraciones de pesticidas en sedimentos *menor al límite de cuantificación (LC). N/D: no detectable. <: menor al LC, pero > al LD (límite de detección). El color verde indica herbicida, el amarillo fungicida y el rojo insecticida

Agradecimientos: Financiado por Prest BID PICT 2018 0174 Williner y PIP 2021 0639 Williner.

Referencias bibliográficas

APHA 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater(21st ed.). American Public Health Association, United States.

Basílico GO, De Cabo L, Faggi A 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino Ciencias Naturales*. 17:119–134.

Carlson RE y Simpson J. 1996. A coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society.

Gutierrez MF, Mayora G, Licursi M, Michlig M, Repetti M R, Negro L. 2022. Zooplankton shifts from headwater to lowland streams: Insights into the role of water quality to assist the protection and restoration of agricultural waterways. Ecohydrology, e2432. https://doi.org/10.1002/eco.2432

Moss B. 2008. Water Pollution by Agriculture. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*363 (1491): 659-666.

Resistencia antimicrobiana de bacterias aisladas en una zona con actividad rural de la provincia de Buenos Aires,Argentina

Julián MANTOVANO[a], Carina TORNELLO[a], Celio CHAGAS[b], Juan MORETTON[a] y Lidia NUÑEZ[a]

[a]Facultad de Farmacia y Bioquimica, Universidad de Buenos Aires
[b] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires
*Correspondencia a los autores, E-mail: jmantovano@hotmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Los antibióticos utilizados en la cría de animales, tanto como promotores del crecimiento como para fines terapéuticos, pueden alcanzar el medio ambiente acuático al contaminarse cursos de agua con líquidos residuales de feedlot, o por la aplicación del estiércol como abonoen cultivos. La expansión e intensificación delas prácticas ganaderas intensivas han planteado importantes cuestiones sobre la contaminación ambiental y su impacto en salud pública. El objetivo de este trabajo fue estudiar la resistencia a antibióticos en la población bacteriana en el sistema de vaguadas naturales que conecta un feedlot de la Pampa Ondulada con el Arroyo Burgos y el Arroyo Tala. Se determinó la prevalencia de bacilos Gram negativos resistentes a antibióticos β-lactámicos y tetraciclinas. Se tomaron muestras estacionales en la salida del feedlot y a 3 km del feedlot (punto 2) durante 2019 y 2020. La resistencia bacteriana a los antibióticos se determinó a través del método de dilución en agar. En todas las muestras se detectaron bacilos Gram negativos resistentes a ceftriazona. La selección y diseminación en la naturaleza de cepas resistentes a los antibióticos es una práctica que se debe controlar, con el fin de mantener un balance ecológico que favorezca el predominio de bacterias susceptibles y asegurar el tratamiento efectivo de las enfermedades infecciosas humanas.

Palabras clave: resistencia antimicrobiana; fedlot; antibióticos

1. Introducción

En las últimas décadas se produjo una concentración de la ganadería en la región pampeana, debido a la expansión agrícola y a la aparición de feed-lots (Kraemer *et al.,* 2013). La expansión e intensificación de las prácticas ganaderas intensivas ha planteado importantes cuestiones sobre la contaminación ambiental y su impacto en salud pública debido a las grandes cantidades de estiércol vertidas a las aguas superficiales.

Los antibióticos utilizados en la cria de animales tanto como promotores del crecimiento como para fines terapeuticos pueden alcanzar el medio ambiente acuático al contaminarse cursos de agua con líquidos residuales de feedlot o por la aplicación de estiércol como abonoen cultivos. La expansion e intensificación delas prácticas ganaderas intensivas ha planteado importantes cuestiones sobre la contaminación ambiental y su impacto en salud pública que producen importantes cantidades de estiércol en aguas superficiales (Ardoino *et al.,* 2017).

En la industria veterinaria los antibióticos administrados en niveles subterapéuticos se utilizan como promotores de crecimiento. Es la contaminación en bajas concentraciones la que revierte especial importancia ya que es demasiado baja para resultar letal para las bacterias expuestas, pero suficiente para impulsar la selección para la resistencia. Cuando la concentración de antibióticos es baja, probablemente la adquisición de resistencia dependa en mayor medida de la transferencia de material genético o mediante mutación de otras bacterias, permitiendo que estas puedan adquirir las capacidades suficientes para sobrevivir en presencia del antibiótico (Alexander *et al*., 2020).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la resistencia a antibióticos en la población bacteriana presente en el sistema de vaguadas naturales que conecta un feedlot de la Pampa Ondulada con el Arroyo Burgos y la microcuenca del Arroyo Tala.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El presente estudio fue llevado adelante en un sector de la cuenca del arroyo Burgos. Dicho arroyo es tributario del Río Arrecifes. La cuenca del Río Arrecifes se encuentra ubicada en el norte de la provincia de Buenos Aires. El Arroyo del Tala se ubica en el sector NE de la provincia de Buenos Aires, a 164 km de la Capital Federal. Ocupa parcialmente los partidos de San Pedro, Ramallo, Bartolomé Mitre y Pergamino. Sus aguas desaguan en el río Baradero.

2.2. Determinación de la prevalencia de bacterias Gram negativas resistentes a antibióticos

Se inocularon diluciones de las muestras en Agar Violeta rojo bilis lactosa, con y sin antibiótico. Los antibióticos utilizados fueron β-lactámicos como, ceftriaxona (CRO) 64 mg/L y ceftazidima (CAZ) 32 mg/L y también se utilizaron tetraciclinas como clortetraciclina (CTC).

Las pruebas de sensibilidad se han realizado siguiendo las normas del (CLSI, 2012) utilizando el punto de corte recomendado para definir la resistencia. La prevalencia de las bacterias resistentes se calculó como el número de bacterias que crecen en un medio con antibiótico dividido el número de bacterias que crecen en un medio sin antibiótico y el resultado se multiplicó por 100, expresando los resultados como porcentaje.

3. Resultados y Discusión

En la figura 1 se observa la prevalencia de bacilos Gram negativos resistentes detectadas en las muestras analizadas en los distintos puntos de muestreo.

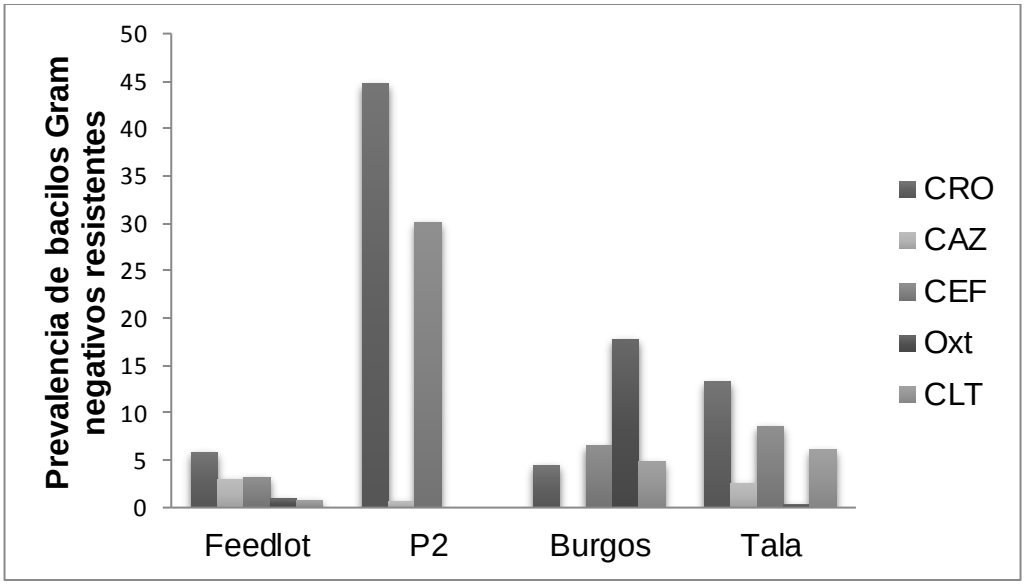


Figura 1. Prevalencia de bacilos Gram negativos resistentes a antibióticos en los diferentes puntos de muestreo. CRO= ceftriaxona; CAZ=ceftazidima; CEF=ceftriazona; Oxt= oxitetraciclina; CLT= clortetraciclina

En el líquido residual del feedlot se detectaron bacterias resistentes a todos los antibióticos ensayados. En el punto 2 no se detectaron bacterias resistentes a oxitetraciclina, ni clorterciclinaen las muestras ensayadas.

Se observó una mayor prevalencia a ceftriazona y a ceftiofur en la salida del feedlot y en el punto 2, con valores máximos del 45% para ceftriazona en el punto2. Los valores máximos de resistencia a oxitetraciclina se detectó en el punto 2 con 18% y la menor prevalencia de resistencia se observó en el Arroyo Tala con 0.36%.

Se observó una prevalencia de bacilos gram negativos resistentes a ceftriazona en el arroyo Tala del 17% y un 18% resistentes a oxitetraciclina en arroyo Burgos.

Con respecto a las cefalosporinas de tercera generación, se detectó en ambos puntos de muestreo una prevalencia de bacterias resistentes a ceftriaxona del mismo orden que la detectada en una previa investigación con muestras de la Franja Costera Sur. La diseminación de bacterias resistentes a ceftriaxona de origen animal puede estar asociada a la introducción de ceftiofur en medicina veterinaria (Yang *et al.,* 2006; Schmidt *et al*., 2013; Weinroth *et al*., 2018). Tanto el ceftiofur como la oxitetraciclina y la clortetraciclina son de uso veterinario.

En la cuenca del arroyo Burgos se aislaron baterias resistentes a Trimethoprim-sulfamethoxazole, ceftacidima, cefotaxima y cefalotina. Se observó un 50% de resistencia a imipenen.

4. Conclusiones

Se puede considerar que la ganadería intensiva puede contribuir a la propagación de bacterias resistentes. Esta resistencia llega al Arroyo Burgos, lo que supone un riesgo para la salud pública.

La selección y diseminación en la naturaleza de cepas resistentes a antibióticos es una práctica que debe ser controlada para mantener un equilibrio ecológico que favorezca la prevalencia de bacterias susceptibles y asegure un tratamiento eficaz de las enfermedades infecciosas humanas**.**

Referencias bibliográficas

Alexander J, Hembach N, Schwartz T. 2020.Evaluation of antibiotic resistance dissemination by wastewater treatment plant effluents with different catchment areas in Germany. *Scientific Reports.*10: 8952.

Ardoino SM, Toso RE, Toribio MS, Álvarez HL, Mariani EL, Cachau PD, Mancilla MV, Oriani DS. 2017. Antimicrobianos como promotores de crecimiento (AGP) en alimentos balanceados para aves: uso, resistencia bacteriana, nuevas alternativas y opciones de reemplazo. *Ciencia veterinaria*. 19: 50-66

Behrends Kraemer F, Chagas C, Marré G, Palacín E, Santanatoglia O. 2013. Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de La Pampa ondulada: Efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. *Ciencia del suelo*. 31: 83-92

CLSI. 2012. Clinical and Laboratory Standards Institute. Performance Standards for Antimicrobial Susceptibility Testing; Twenty-Second Informational Supplement. *CLSI Document M 100-S22.* Clinical and Laboratory Standards Institute, Wayne.

Schmidt JW, Griffin D, Kuehn LA, Brichta-Harhay DM. 2013. Influence of Therapeutic Ceftiofur Treatments of Feedlot Cattle on Fecal and Hide Prevalences of Commensal Escherichia coli Resistant to Expanded-Spectrum Cephalosporins, and Molecular Characterization of Resistant Isolates.*Applied and Environmental Microbiology*. 79: 2273–2283.

Weinroth MD, Scott HM, Norby B, Loneragan GH, Noyes NR, Rovira P, Doster E, Yang X, Woerner DR, Morley PS, Belk KE. 2018. Effects of ceftiofur and chlortetracycline on the resistomes of feedlot cattle. *Applied Environmental Microbiology*. 84:e00610-18.

Yang H, Dettman B, Beam J, Mix C, Jiang X.2006. Occurrence of ceftriaxone-resistant commensal bacteria on a dairy farm and a poultry farm. *Canadian Journal Microbiology* 52:942-950.

Análisis comparativo de calidad de agua de tres arroyos del centro de la Provincia de Buenos Aires sujetos a distintas presiones antrópicas

Ignacio MASSON[abd*], José GONZALEZ CASTELAIN[ad], Rosario BARRANQUERO[cef], Adriana DÍAZ[ef], Sabrina DUBNY[ac], Natalia OTHAX[acd], Bruno DIPARDO[bef], Valentina ETCHEGARAY[e] y Fabio PELUSO[abe]

[a] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (IHLLA)
[b] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)
[c] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas de Argentina (CONICET)
[d] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Pcia. De Buenos Aires
[e] Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Pcia. De Buenos Aires
[f] Centro de Investigaciones y Estudios ambientales (CINEA)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: imasson.ihlla@gmail.com

Eje temático 2: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

Los arroyos del Azul, Langueyú y de los Huesos pertenecen a la vertiente Sur de la Cuenca del Río Salado (Pcia. De Buenos Aires). Los dos primeros atraviesan zonas urbanas mientras que el de los Huesos surca paisajes rurales en su totalidad. En el presente trabajo se evaluó la calidad de agua de los mencionados arroyos teniendo en cuenta sus tramos preurbanos, urbanos y posturbanos, así como su ubicación en la cuenca (cuenca alta, media y baja). Para este fin se analizaron distintas variables de calidad de agua (demanda bioquímica de oxígeno, amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno Kjeldahl, fósforo total, fósforo reactivo soluble, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, temperatura, coliformes fecales, *Escherichiacoli*, aerobios totales, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales y turbidez) y se calculó el índice de calidad de agua de la NationalSanitationFoundation (Brown, 1970). El arroyo del Azul presentó una calidad de agua más baja en su tramo posturbano que el arroyo Langueyú pese a que el primero posee un mayor caudal (efecto diluyente) y una menor densidad poblacional. Sin embargo, el arroyo Del Azul recupera su calidad de agua casi a valores preurbanos luego de recorrer unos 40 km aguas abajo de la ciudad de Azul. En el arroyo Langueyú la recuperación de la calidad de agua no fue tan evidente para una distancia similar aguas abajo del casco urbano. Los tramos preurbanos de ambos arroyos presentaron valores del índice de calidad de agua comparables al arroyo de los Huesos (rural) que pueden clasificarse como de buena calidad. Estos resultados también se vieron reflejados en el análisis multivariado. Este estudio aporta información sobre la calidad de agua de los mencionados arroyos que sirve como insumo para su gestión, uso sostenible y conservación.

Palabras clave: calidad de agua; arroyos pampeanos; índices de calidad de agua

1. Introducción

La contaminación, la alteración del hábitat, la introducción de especies exóticas, la expansión agrícola y urbana son algunas de las amenazas a las que se enfrentan los ecosistemas acuáticos (Albert *et al.*, 2021). Los arroyos pampeanos no escapan a esta generalidad. Dada la fertilidad de los suelos pampeanos y su potencialidad para la cría de ganado, la actividad agropecuaria está ampliamente difundida. Además de que los arroyos pampeanos están

expuestos a la contaminación difusa propia de esta actividad, algunos cursos también atraviesan áreas urbanas y reciben vertidos puntuales (efluentes cloacales, industriales, pluviales, etc.). El presente trabajo tuvo como objetivo comparar la calidad de agua de tres arroyos pampeanos: dos de ellos que atraviesan una zona urbana y otro que es netamente rural. Estos fueron el arroyo del Azul (AZ) que atraviesa la ciudad de Azul, el arroyo Langueyú (LNG) que atraviesa la ciudad de Tandil, y el arroyo de los Huesos (HUE) que es de carácter rural. Los tres tienen sus nacientes en el Sistema de Tandilia y sus cuencas son próximas entre sí (<100 km). Debido a que estos ambientes acuáticos ofrecen un sinnúmero de servicios ecosistémicos (provisión de agua, sustento para la biodiversidad, dilución de efluentes, etc.), es crucial conocer su estado de conservación e identificar tramos afectados para poder gestionarlos adecuadamente.

2. Materiales y Métodos

Los muestreos se realizaron en febrero de 2022, abarcando los sitios indicados en la Figura 1. Estos incluyen tramos preurbanos, urbanos y posturbanos. Cabe aclarar que cuando nos referimos al sitio preurbano del LNG hacemos referencia a uno de sus dos tributarios, el arroyo del Fuerte, ya que el LNG como tal surge de la confluencia de éste con el arroyo Blanco, cuando ambos afluentes ya recorrieron gran parte del ejido urbano entubados. Se tomaron muestras de agua y se determinaron las siguientes variables fisicoquímicas: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO), amonio (NH_4^+), nitrito ($N\text{-}NO_2^-$), nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), nitrógeno Kjeldahl, fósforo total (Ptotal), fósforo reactivo soluble (PRS), pH, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), temperatura, coliformes fecales, *Escherichiacoli*, aerobios totales, sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SS), sólidos disueltos totales (TDS) y turbidez. A partir de los datos recopilados se compararon los valores de dichas variables entre distintos sitios de un mismo arroyo y entre distintos arroyos tomando como referencia los valores guía establecidos por la normativa para la protección de la vida acuática. Además, en cada uno de estos casos se calcularon el índice de calidad de agua de la NationalSanitationFoundation o NSF-WQI (Brown, 1970) y el indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sustentable del milenio correspondiente al Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ODS-PNUMA, 2020) que evalúa la proporción de cuerpos de agua que presentan buena calidad de agua.Con respecto al último indicador, éste considera los valores de las variables OD, pH, CE, N y P en cada sitio y los compara con valores guía. En este caso, si más del 80% de las muestras de cada arroyo cumplen con este requisito, se considera que el curso posee buena calidad ecológica de agua. A su vez, mediante análisis de agrupamiento jerárquico tipo cluster, se analizó la semejanza entre las distintas muestras para identificar tendencias y patrones en las variaciones de calidad de agua intra e inter cuencas.

3. Resultados y Discusión

Al considerar el índice NSF-WQI (Fig. 2), para la cuenca del AZ dicho índice arrojó valores de calidad de agua considerados “malos” sólo en el sitio posturbano. Todos los demás sitios de AZ son considerados de buena calidad de agua de acuerdo a este índice. En el caso de HUE los valores fueron considerados “buenos” para todos los sitios. Para la cuenca del LNG, el valor del índice sólo fue “bueno” en el sitio LNG_preur. Los sitios LNG_ur y LNG_recup obtuvieron un valor “medio” de calidad de agua y en LNG_postur la calidad de agua fue considerada “mala”.

Con respecto al indicador 6.3.2 ODS-PNUMA (Fig. 3), ninguna de las 3 cuencas cumplió en su totalidad con los valores objetivo de CE, N y P. El análisis de agrupamiento evidenció dos grandes grupos (Fig. 4). Uno de ellos reúne a todas las muestras de HUE con las muestras de cuenca alta y preurbanas de AZ y LNG. Se observa en este grupo una semejanza interna importante, con una distancia aproximada inferior al 8%. En este grupo se incluye la muestra AZ_ur, y un subgrupo que incorpora la muestra LNG_ur y AZ_recup (línea de trazos, Fig. 4). Se interpreta que este primer grupo identifica las muestras con calidad buena o aceptable, comparables a las muestras de HUE que no presentan los posibles efectos urbanos (línea de trazos y puntos, Fig. 4). Al mismo tiempo, y consistente con las evaluaciones antes presentadas, sugiere que los sectores urbanos de AZ y LNG no se encuentran alterados significativamente, y que existe recuperación en la calidad de agua de AZ en el sector de cuenca baja (AZ_recup). El segundo grupo reúne las muestras más alteradas por los usos urbanos de AZ y LNG (AZ_postur, LNG_postur y LNG_recup) con una distancia inferior al 20%, incluyendo la cuenca baja de este último (línea de trazo continuo, Fig. 4).

Es de esperar que en el caso de AZ, al tener un mayor caudal que LNG (aproximadamente seis veces superior en el tramo posturbano), el efecto diluyente del arroyo ante cualquier vertido sea mayor, por ello la calidad de agua mejora en el sitio AZ_recup con respecto a LNG_recup. A ello se suma que la ciudad de Azul tiene menor número de habitantes que Tandil (55,728 vs. 123,343, respectivamente según censo 2010 delINDEC) y a que en el caso de la cuenca del LNG, sus tributarios atraviesan la mayor parte del ejido urbano entubados, por lo cual, al no existir una rivera ni incidencia de luz solar ni intercambio de gases a cielo abierto, la capacidad de autodepuración se encontraría disminuida en el tramo urbano. A su vez, para la cuenca de LNG existen registros antecedentes de descargas de efluentes industriales y cloacales, así como de residuos sólidos urbanos, al entubamiento pluvial de la ciudad de Tandil del cual los tributarios de LNG forman parte (Cortelezzi *et al.*, 2019).

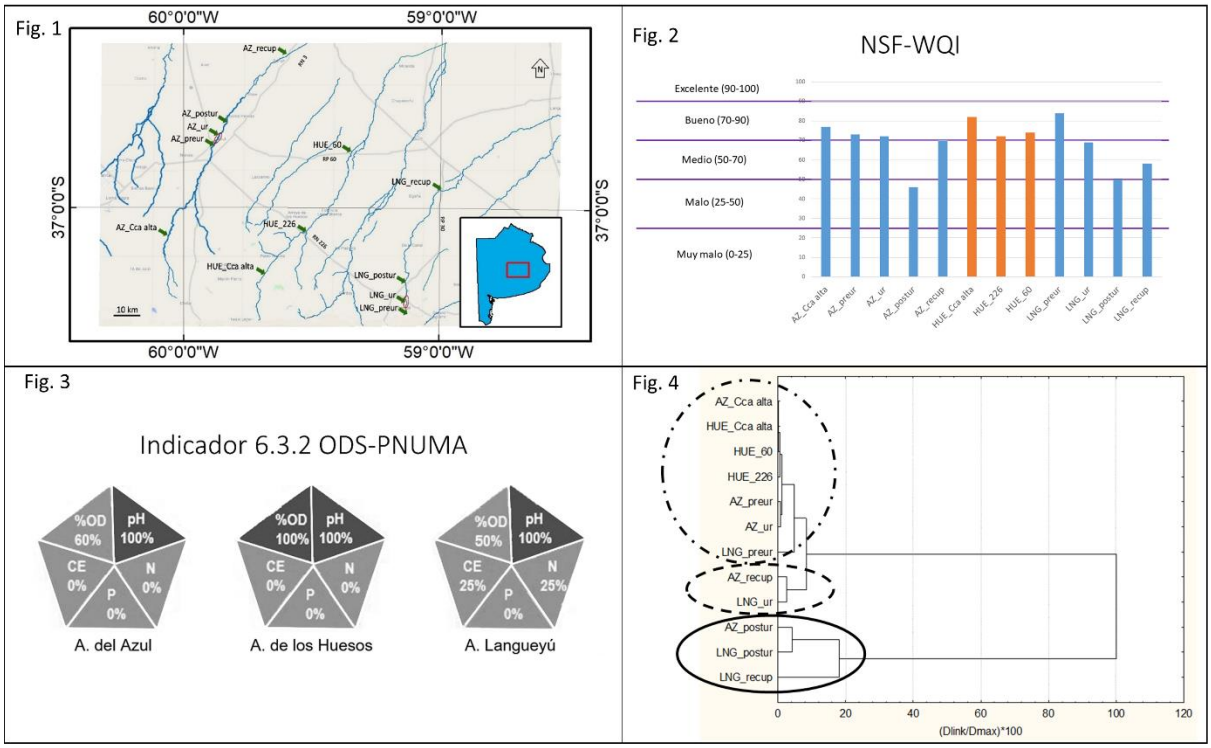


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo. Las áreas urbanas se encuentran señaladas con las elipses de color rojo. Mapa tomado y modificado de: https://www.gba.gob.ar/hidraulica/cuencas_hidricas/mapa (fecha de descarga 29/9/2022). **Figura 2**. Valores obtenidos para el índice NSF-WQI. En color azul se representan los sitios de muestreo de las cuencas del Azul (lado izquierdo de la figura) y Langueyú (lado derecho de la figura), ambos arroyos urbanos. En color anaranjado se representan los sitios de la cuenca del arroyo de los Huesos, un arroyo rural en toda su extensión. **Figura 3**. Indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sustentable del Milenio correspondientes al Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ODS-PNUMA). **Figura 4**.Análisis de agrupamiento tipo cluster en base a las variables de calidad de agua. Los círculos con distinto tipo de trazo señalan subgrupos de muestras a los que se hace referencia en el texto principal.

4. Conclusiones

Ambas cuencas que incluyen áreas urbanas, es decir, AZ y LNG, se encuentran mayormente impactadas en cuanto a su calidad de agua en sus sitios posturbanos, los cuales están sujetos a vertidos de las plantas de tratamiento cloacal y vertidos industriales (principalmente faena de ganado e industrias alimenticias). El sector alto de estas cuencas no demuestra estar impactado antrópicamente y probablemente los factores que influyen en su calidad de agua sean de origen natural y comunes a la región pampeana, como ser una alta concentración de nitratos y P, por ejemplo (Feijoó *et al.*, 2018). Esta última observación es válida para la cuenca HUE que es netamente rural, aunque puede apreciarse un decaimiento leve en calidad aguas abajo, seguramente por la intensa actividad agropecuaria a la que está sometida, al igual que los tramos rurales de las otras dos cuencas estudiadas. Por otro lado, volviendo a la comparación de calidad de agua entre AZ y LNG, como se explicó en la sección anterior, el mayor caudal de AZ con respecto a LNG sumado a una menor población hace que la recuperación de calidad aguas abajo de los vertidos sea mayor en el

primero, alcanzando niveles similares a las zonas preurbanas. En el caso del LNG, esta recuperación ocurre pero no es tan notoria, al menos hasta los sitios estudiados. Este estudio contribuye a conocer el estado de conservación de los arroyos pampeanos y a estar alertas de los potenciales peligros a la salud humana y a la biodiversidad que los habita. Finalmente, esta información constituye un insumo para los tomadores de decisión al momento de desarrollar planes y herramientas de gestión para dichos ambientes.

Agradecimientos: este trabajo fue financiado por la UNCPBA a través de los Proyectos Interdisciplinarios Orientados (PIO IV 2021) y la CICPBA a través de la convocatoria Soluciones Científico-Tecnológicas para Áreas del Gobierno Provincial. Agradecemos a Andrés Bentivegna (IHLLA) por la asistencia con los aforos. También a los profesionales del laboratorio de aguas del IHLLA por los análisis químicos de las muestras: Fátima Altoaguirre, Natalia De Líbano, Pamela Hernández y Abigail López.

Referencias bibliográficas

Albert JS, Destouni G, Duke-Sylvester SM, MagurranAE, Oberdorff T, Reis RE, … y Ripple WJ. 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. Ambio, 50(1), 85-94.

Brown RM, McClelland NI, Deininger RA y Tozer RG. 1970. A water quality index-do we dare. Water and sewage works, 117(10).

Cortelezzi A, Barranquero RS, Marinelli CB, San Juan MRF y Cepeda RE. 2019. Environmental diagnosis of an urban basin from a social–ecological perspective. Science of the Total Environment, 678, 267-277.

Feijoó C, Messetta ML, Hegoburu C, Vázquez AG, Guerra-López J, Mas-Pla J, … y Butturini A. 2018. Retention and release of nutrients and dissolved organic carbon in a nutrient-rich stream: a mass balance approach. Journal of Hydrology, 566, 795-806.

INDEC. 2010. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Censo Nacional de Población,Hogares y Viviendas. Buenos Aires.

OPDS-PNUMA. 2020. UN-Water integrated monitoring initiative for SDG 6. En https://communities.unep.org/display/sdg632/SDG+6.3.2+Home (fecha acceso: 5/8/22)

Predominancia de un caracol exótico sobre uno nativo luego de dos años de biomonitoreo

M. Pilar Plantamura[a,b*], Carolina Ocón[a,b], Paula Altieri[a,b] , Karine D.Colpo[a,b] , Ana Clara Ferreira[a], Alberto Rodrigues Capitulo[a,b] y Estefanía Paz[c].

[a]Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (FCNyM-UNLP)
[b]Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (UNLP-CONICET)
[c]Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNICEN-CONICET, Tandil)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: pilar.plantamura@gmail.com

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de ecosistemas acuáticos

Resumen

El monitoreo de especies exóticas es fundamental para evaluar los posibles efectos negativos que puedan tener sobre las especies nativas. *Sinotaia quadrata* es un molusco asiático registrado en el arroyo Carnaval (Buenos Aires) en 2015, cuya población se considera establecida. Este estudio evaluó la biomasa y densidad de esta especie y de la nativa *Pomacea canaliculata*, correspondientes a dos años de biomonitoreo (febrero 2016 hasta marzo 2018). Mensualmente, se tomaron 5 muestras con un cuadrado de 0.065 m^2 y tamices de 500 µm, calculando la densidad (individuos.m^{-2}) y biomasa (mediante ajuste a curvas de regresión longitud-peso). Durante el periodo 2016, *P. canaliculata* presentó valores de densidad y biomasa relativamente mayores que la especie exótica. A partir del otoño 2017, *S. quadrata* aumentó su densidad y biomasa, siendo desde ese momento predominante. Este aumento registrado durante el segundo año de muestreo, evidencia que *S. quadrata* presenta una clara tendencia de incremento de la población, siendo de vital importancia continuar los estudios de *S. quadrata* en la región para conocer posibles cambios en las tendencias poblacionales y potenciales expansiones a ambientes cercanos.

Palabras Claves: Biomasa; Densidad; *Sinotaia quadrata*; *Pomacea canaliculata*

1. Introducción

Las actividades humanas pueden provocar la introducción de especies exóticas tanto de modo intencional como accidental. En el caso de las especies acuáticas, el transporte marítimo y el acuarismo son responsables de la dispersión de muchas de las especies a nuevos ambientes, lo cual representa una grave amenaza para la fauna local (Darrigran *et al.,* 2020), esto puede darse por competencia directa por los recursos (alimento, refugio, espacio), por modificación del hábitat, etc. De este modo, la estructura y función del ecosistema puede verse afectada, con posibles consecuencias negativas en la biodiversidad global (Sala *et al.,* 2000).

Actualmente, para la Argentina se han citado 41 especies de moluscos exóticos, a la cual se suma *Sinotaia quadratra*, un gasterópodo acuático, vivíparo, originario de Asia (Hirano *et al.,* 2015). Fue registrada por primera vez en el año 2009 en Córdoba (Ovando y Cuezo, 2012) y posteriormente en el 2015, en La Plata (Buenos Aires, Ferreira *et al.,* 2017). Esta especie

presenta un tamaño y dieta similar, y habita los mismos ambientes que *Pomacea canaliculata,* una especie nativa (Ferreira *et al.,* 2017; Altieri *et al*., 2021). En este sentido, es importante monitorear ambas poblaciones para detectar potenciales interacciones y conocer la ecología y dinámica poblacional de la especie exótica. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la densidad y biomasa de ambas especies luego de dos años de biomonitoreo.

2. Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el arroyo Carnaval (La Plata, Buenos Aires, Figura 1), el cual presenta baja pendiente y una elevada concentración de nutrientes y abundancia de macrófitas, características típicas de los arroyos de la ecorregión Pampeana (Feijóo y Lombardo 2007). Para estimar la biomasa y la densidad de ejemplares de *S. quadrata* y *P. canaliculata,* se seleccionó un tramo del arroyo donde ambas especies coexisten. Durante dos años (febrero de 2016-marzo de 2018) se realizaron muestreos estacionales. En cada fecha se colectaron cinco muestras al azar sobre la vegetación presente con un cuadrado sin fondo de 60x60 cm (30 cm de altura) de 0.065 m^2. Los organismos fueron recogidos con un tamiz de malla de 500 µm de apertura y fijados en el campo con formaldehído (5%). A partir de la cuantificación de los individuos de cada especie se calculó la densidad de organismos (individuos.m^{-2}). Para realizar las estimaciones de biomasa, primero se midió la longitud total de cada ejemplar, desde el ápex hasta la base de la concha con calibre digital (Ferreira *et al.,* 2017). Luego, se calculó el peso seco libre de cenizas (PSLC) a partir de la relación longitud-peso realizada previamente para las dos especies estudiadas (Paz *et al.,* 2017; Paz *et al.,* 2019). Por último, a partir de la estimación del peso seco de cada ejemplar se realizaron los cálculos de biomasa (gr.m^{-2}).

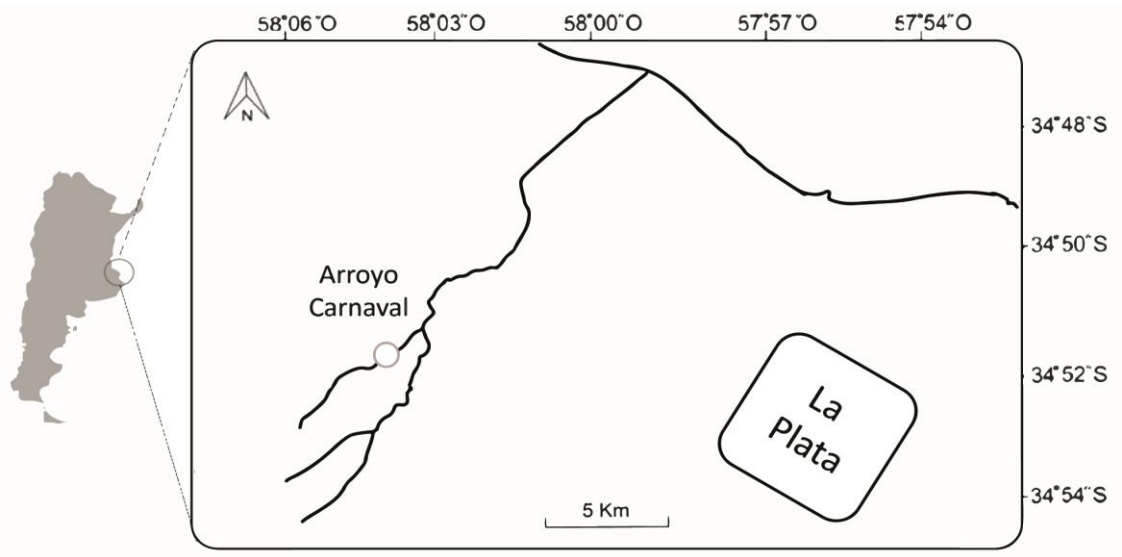


Figura 1: Área de estudio. El círculo blanco indica el sitio de muestreo ubicado en el arroyo Carnaval.

3. Resultados y Discusión

El monitoreo de dos años consecutivos permitió observar la dinámica de las poblaciones de la especie exótica y la nativa en el sitio de estudio. En la Figura 2 se observa la variación de la densidad para ambas especies. Durante el primer año *P. canaliculata* presentó densidades mayores que la especie exótica. A pesar de esta diferencia, ambas poblaciones mostraron una dinámica similar, con los menores valores en verano (77 ind.m^{-2}*P. canaliculata*; 41 ind.m^{-2} S. *quadrata*) y los mayores en primavera (213 ind.m^{-2}*P. canaliculata*; 59 ind.m^{-2}*S. quadrata*). Las densidades de *S. quadrata* son similares a las registradas por Cianfanelli *et al*. (2017) en la cuenca del río Arno (Italia), donde esta especie exótica fue registrada en el 2016. Sin embargo, a partir de otoño 2017 (segundo año), se incrementó la densidad de la especie exótica, evidenciando una superioridad numérica importante que revirtió las dominancias en el arroyo, la cual se mantuvo hasta la última fecha de muestreo. Durante el verano 2018, se observaron las mayores densidades de todo el muestreo para *S. quadrata*, mientras que *P. canaliculata* mostró valores similares al verano 2017 (333 ind.m^{-2} *P. canaliculata*; 1089 ind.m^{-2}*S. quadrata*).

En cuanto a la biomasa (Figura 3) *P. canaliculata* presentó durante el primer año valores mayores que la especie exótica. En el invierno de ese año (2016), se observaron los menores valores para la especie exótica (2 mg.m^{-2}) y los mayores en primavera (3 mg.m^{-2}), mientras que la biomasa de *P. canaliculata* (12 mg.m^{-2}), fue aumentando estacionalmente, tomando los valores más altos en primavera (26 mg.m^{-2}). A partir del otoño 2017 la biomasa de *S. quadrata* aumentó y se invirtió la tendencia de la misma manera que para la densidad.

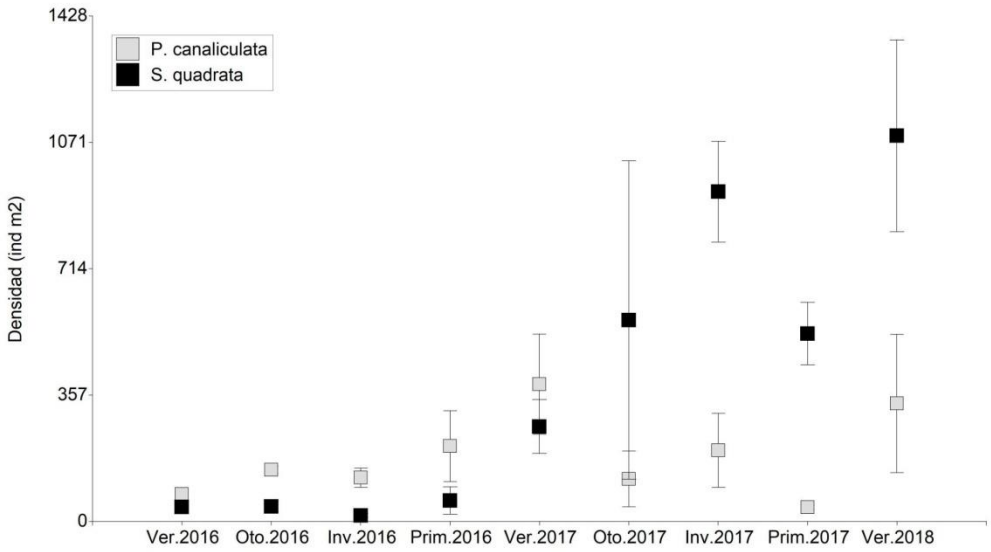


Figura 2: Promedio y error estándar de la densidad de *P. canaliculata* y *S. quadrata* en cada estación muestreada.

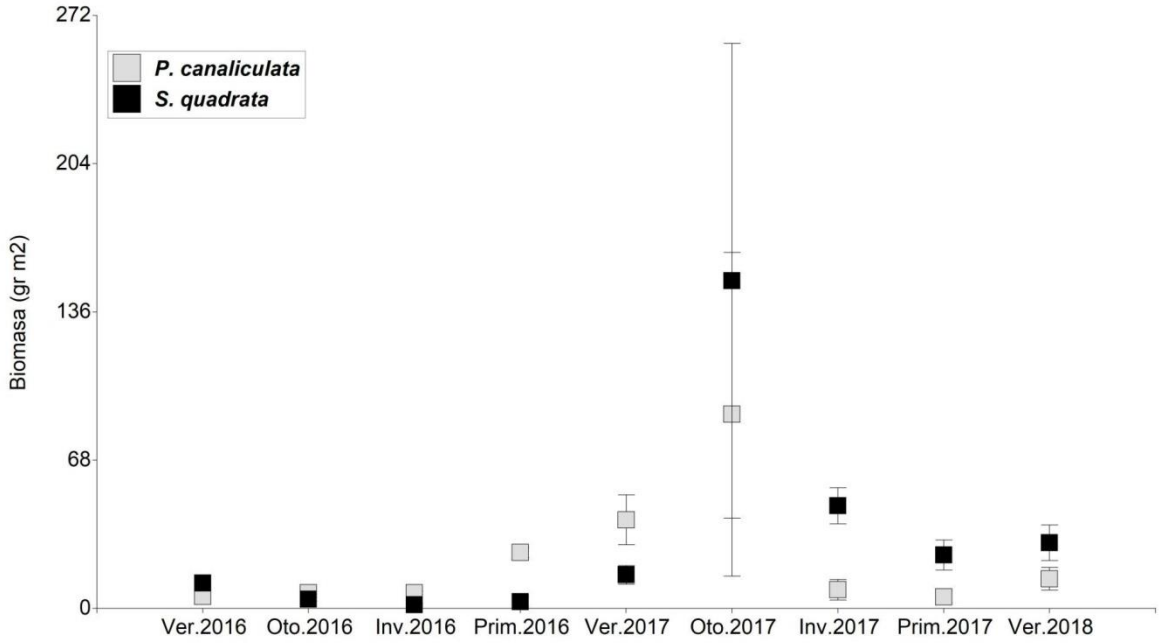


Figura 3: Promedio y error estándar de la biomasa de *P. canaliculata* y *S. quadrata* en cada estación muestreada.

4. Conclusiones

Este estudio evidencia que luego de un año de biomonitoreo, hubo un cambio en la dominancia de la especie exótica sobre la especie nativa, tanto en biomasa como en densidad. Estos resultados indican que *S. quadrata* presenta una clara tendencia de incremento de la población. Esta situación podría representar una seria amenaza para la especie nativa, ya que su dinámica fue relativamente similar luego de dos años de biomonitoreo. Se resalta la importancia de continuar estos estudios para determinar posibles cambios poblacionales de la especie nativa producto de su interacción con la especie exótica, y establecer el potencial de expansión de la *S. quadrata* a ambientes similares cercanos.

Agradecimientos: A Roberto F. Jensen por su colaboración durante los muestreos. Este estudio fue financiado por ANPCyT con el PICT N°810 y por la Facultad de Ciencias Naturales y Museo con el subsidio N° 738 y N°869.

Referencias bibliográficas

Altieri P, Paz L, Ferreira A, Colpo K, Rodrigues Capitulo A, Jensen R, Ocon C. (2021). Differential use of trophic resources between an exotic and a coexisting native snail. *Limnology*, 23(1): 103-110.

Cianfanelli S, Stasolla G, Inghilesi A F, Tricarico E, Goti E, Strangi A, Bodon M. (2017). First European record of Sinotaia quadrata (Benson, 1842), an alien invasive freshwater species: accidental or voluntary introduction?:(Caenogastropoda: Viviparidae). *Bollettino Malacologico*. 53: 150-160.

Darrigran G, Agudo-Padrón I, Baez P, Belz C, Cardoso F, Carranza A, … Damborenea C. (2020). Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions*. 22(3) 853:871.

Feijoó C S, Lombardo R J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water research*. 41(7): 1399-1410.

Ferreira A, Paz L, Ocón C, Altieri P, Rumi A, Rodrigues Capitulo A. (2017). Ecology of the non-native snail Sinotaia cf quadrata (Caenogastropoda: Viviparidae). A study in a lowland stream of South America with different water qualities. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*. 89(2): 1059-1072.

Hirano T, Saito T, Chiba S. (2015). Phylogeny of freshwater viviparid snails in Japan. *Journal of Molluscan Studies*, 81(4): 435-441.

Ovando X M C, Cuezzo M G (2012). Discovery of an established population of a non-native species of Viviparidae (Caenogastropoda) in Argentina. *Molluscan Research*. 32: 121-131.

Paz L, Ferreira A, Altieri P, Mulreedy C, Ocón C, Colpo K, Jensen R, Rodriguez Capitulo A. (2017). Análisis de la biomasa, la densidad y la producción secundaria de dos especies de gasterópodos, Pomacea canaliculata (Lamark, 1828) y Sinotaia quadrata (Benson, 1842) en un sistema lótico: una revancha?. *Biología acuática.* 32: 91.

Paz L, Ferreira A, Simonetti M, Rodriguez Capítulo A. (2019). Selection of macrophytes by a generalist invertebrate herbivore and potential impacts for stream rehabilitation. *Aquatic Botany*. 158: 103121

Sala E, Chapin S, Armesto J, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, …, Wall H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.

Fitorremediación de contaminantes de preocupación emergente: Propiedades fisicoquímicas que rigen la dinámica de incorporación en la macrófita acuática *Typha spp.*

María del Rocío FRANCO[a*], Elena OKADA[a], Sandra Karina MEDICI[b], Lucas Rodrigo LOMBARDERO[c], Débora Jesabel PEREZ[a]

[a]Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible INTA-CONICET.
[b]Instituto de Investigaciones en Producción, Sanidad y Ambiente, Universidad Nacional de Mar del Plata- CONICET.
[c]Intituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Universidad Nacional de Mar del Plata – CONICET.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: franco.maria@inta.gob.ar

Eje temático: Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los ecosistemas acuáticos

Resumen

El género *Typha*, es uno de los más utilizados en el tratamiento de efluentes líquidos, por su elevada capacidad de remoción y bioacumulación de contaminantes de preocupación emergente (CECs). El objetivo del trabajo fue realizar una revisión bibliográfica de artículos científicos publicados entre los años 2000-2022 en los cuales se haya utilizado *Typha* en procesos de remoción y bioacumulación de CECs, para analizar cómo la dinámica de estos procesos se relaciona con sus propiedades fisicoquímicas. Se revisaron un total de 38 artículos, la especie más estudiada fue *T. latifolia* (53%), un total de 107 CECs fueron analizados. La bioacumulación de CECs fue el proceso de fitorremediación más estudiado, donde un total de 62 CECs se analizaron en raíz y 53 en hoja. Por otro lado, 47 CECs se analizaron para el proceso de remoción. En principio se observó una relación significativa lineal negativa ($p < 0.05$) entre los procesos de Bioacumulación (raíz y hoja -mg/kg-) con la lipofilicidad en estado neutral ($LogK_{ow}$) de los CECs. Además se estudiaron cómo otras propiedades rigen la dinámica de incorporación/remoción mediante un análisis de componentes principales entre %remoción, bioacumulación en raíz y en hoja, la masa molecular, solubilidad en agua, pKa y lipofilicidad (medida por el $LogK_{ow}$ y, el $LogD_{ow}$ para CECs ionizables). Se evidenció cierta tendencia a que la bioacumulación se relacione de forma positiva con la solubilidad y de forma negativa con la lipofilicidad. Mientras, que la remoción mostró una tendencia positiva con la masa molecular de los CECs. De este modo, *Typha spp*. tiene un alto potencial de bioacumulación de CECs con alta solubilidad y bajo $LogK_{ow}$, y un potencial de remoción de CECs con alta masa molecular, principalmente.

Palabras clave: fitorremediación; modelos de incorporación; plaguicidas; fármacos y productos de cuidado personal; retardantes de llama

1. Introducción

Los contaminantes de preocupación emergente (CECs, por sus siglas en inglés Contaminants of Emerging Concern) son compuestos de distinto origen y naturaleza química (plaguicidas, fármacos y productos de cuidados personal, retardantes de llama, solventes) cuya presencia en el medio ambiente y los potenciales daños que ocasionan sobre la biota silvestre y la salud humana han pasado en gran parte inadvertidos (Carrasco *et al.*, 2017).

Los ecosistemas acuáticos superficiales comprenden los principales receptores de CECs, los cuales ingresan por vías difusas y puntuales, siendo las principales fuentes de liberación las aguas residuales domésticas, industriales, hospitalarias, efluentes agrícola-ganaderos, y los tanques sépticos. La situación se agrava debido a que las plantas de tratamiento convencionales de aguas residuales no eliminan la totalidad de CECs. De este modo, se considera a los CECs como contaminantes "pseudo-persistentes", dado que las tasas de transformación y remoción se encuentran compensadas por la tasa de incorporación continua al ambiente (Petrovic *et al*., 2003).

En consecuencia, existe la urgente necesidad de implementar alternativas de manejo que permitan mitigar la llegada de CECs a los ecosistemas acuáticos, permitiendo mejorar los criterios de calidad del agua, demandados por los sectores social, económico y ambiental. El uso de plantas acuáticas como organismos fitorremediadores surge como una herramienta de fácil implementación y bajo costo, que permite reducir los niveles de CECs en aguas residuales, disminuyendo el impacto negativo que estos químicos ocasionan en el ambiente. El género *Typha* es uno de los más estudiados y utilizados a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales, dado su rápida capacidad de reproducción, alta tasa de generación de biomasa y elevada capacidad de remoción y bioacumulación de CECs y su tolerancia a habitar ambientes altamente degradados (Pérez *et al*., 2022).

El estudio de los procesos de ingreso y acumulación de contaminantes orgánicos permite conocer la dinámica de captación/remoción por las plantas desde el medio circundante y predecir la eficacia de la fitorremediación. Hasta el momento, los modelos predictivos que permiten estimar la incorporación de contaminantes orgánicos a las plantas se basan en la lipofilicidad del contaminante en estado neutral ($LogK_{ow}$) (Briggs *et al*., 1982; Travis y Arms, 1988), sin contemplar, la especiación iónica (pKa), la lipofilicidad dependiente del pH ($LogD_{ow}$), solubilidad en agua, masa molecular, entre otras propiedades físicoquímicas que estarían involucradas en la dinámica de dicho proceso (Lee *et al*., 2011; Miller *et al*., 2016). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue realizar una revisión de la literatura disponible sobre el uso de *Typha spp.* en la bioacumulación y remoción de CECs, y analizar las relaciones entre estos procesos y las propiedades fisicoquímicas intrínsecas de los CECs, que permitan implementar modelos de incorporación como herramientas de mitigación.

2. Materiales y Métodos

2.1. Búsqueda bibliográfica

Se realizó desde el portal Science Direct (https://www.sciencedirect.com), comprendiendo el período 2000-2022 y utilizando una combinación de las siguientes palabras: *Typha* OR *Cattail*, *Bioaccumulation* OR *Remotion*, *Pesticide*, *PFAs* (Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances) y *PPCPs* (Pharmaceutical and personal care products), en artículos de

investigación. Se excluyeron artículos de contaminantes orgánicos persistentes y de consorcios vegetales en procesos de remoción.

2.2. Clasificación de la información

Se organizó en base a los siguientes criterios: 1) Especie: *T. latifolia*, *T. angustifolia*, *T. domingensis*, *Typha spp.*; 2) Clase de CEC: Plaguicidas de uso actual, Productos farmáceuticos y de cuidado personal, Sustancias de perfluoroalquilo y polifluoroalquilo, Solventes, Plastificantes; 3) Métricas de la planta: Bioacumulación en raíz ($BC_{Raíz}$) y Bioacumulación en hoja (BC_{Hoja}) (ambas expresadas en $Log_{mg/kg}$), y Remoción a 7 días (%Remoción); 4) Propiedades físicoquímicas de los CEC: Masa molecular (g/mol), lipofilicidad en estado neutral ($LogK_{ow}$), lipofilicidad a pH 7 ($LogD_{ow7}$), ionización (pKa) y solubilidad en agua (mg/mL).

2.3. Relaciones entre bioacumulación en tejidos, remoción y propiedades físicoquímicas

Se analizó la relación entre el $LogK_{ow}$ y los datos experimentales de $BC_{Raíz}$ y BC_{Hoja} mediante análisis de regresión lineal con $\alpha = 0.05$. Además, los datos observados se compararon con datos teóricos, estimados a partir de los modelos de Briggs *et al*., (1982) para $BC_{Raíz}$ (ecuación 1) y el de Travis y Arms (1988) para BC_{Hoja} (ecuación 2).

$$Log\ BCRaíz - 0.82 = 0.77 * LogKow - 1.52 \quad (1)$$

$$Log\ BCHoja = 1.588 - 0.578 * LogKow \quad (2)$$

Luego, se emplearon Análisis de Componentes Principales (ACP) donde para cada una de las tres variables observacionales ($BC_{Raíz}$, BC_{Hoja} ó %Remoción), se analizó en qué medida las propiedades fisicoquímicas ($LogK_{ow}$, $LogD_{ow7}$, pKa, masa molecular y solubilidad) pueden explicar su variabilidad. Para cada ACP, se determinó una matríz de correlación cofenética y un Coeficiente Cofenético de Correlación entre las distancias Euclideanas para ajustar el ACP. Los ACPs y su representación gráfica se realizaron con el Software InfoStat 2020e.

3. Resultados y Discusión

Se revisaron un total de 38 artículos, de los cuales la especie más estudiada fue *T. latifolia* (53%), seguida por *T. angustifolia* (34%), *T. dominguensis* (10%) y sin especificar *Typha spp.* (3%). Un total de 107 CECs fueron estudiados, el 43% correspondió a productos farmáceuticos y de cuidado personal, el 22% a sustancias de perfluoroalquilo y polifluoroalquilo, un 18% a solventes orgánicos, 16% a plaguicidas y el 1% a plastificantes, representado por el bisfenol A. La $BC_{Raíz}$ y BC_{Hoja} fueron los procesos de fitorremediación más estudiados, donde un total de 62 y 53 CECs se analizaron de forma respectiva para cada uno, mientras que 47 CECs se analizaron para remoción. Se observó que el $LogK_{ow}$ de los CECs y la $BC_{Raíz}$ y BC_{Hoja}, se relacionaron significativamente de forma lineal negativa ($p < 0.05$) (Figura 1). La relación entre el $LogK_{ow}$ y la BC_{Hoja} se comportó similar al modelo teórico de

Travis y Arms (1988) (Figura 1B), mientras que la $BC_{Raíz}$, se comportó de forma inversa al modelo de Briggs *et al*., (1982) (Figura 1A).

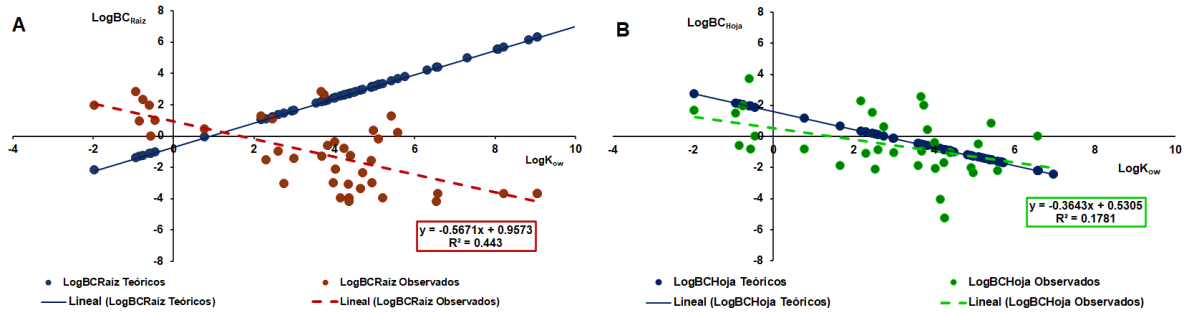


Figura 1. Relación entre la lipofilicidad de los CECs en estado neutral ($LogK_{ow}$) y la bioacumulación en raíz ($LogBC_{Raíz}$) (A) y en hoja ($LogBC_{Hoja}$) (B) en *Typha*.

En el ACP para el proceso de $BC_{Raíz}$, las dos primeros componentes explicaron un 65.8% de la variación total observada. Se determinó que la lipofilicidad de los CECs tanto en su estado neutral como ionizados ($LogK_{ow}$ y $LogD_{ow7}$, respectivamente), tienden a relacionarse negativamente con la $BC_{Raíz}$, mientras que la solubilidad tiende a relacionarse de forma positiva con este proceso. Tanto el pKa como la masa molecular no estarían relacionados con la $BC_{Raíz}$ (Figura 2A). Para el proceso de BC_{Hoja}, los dos primeros componentes explicaron un 62% de la variación total observada, encontrándose que la solubilidad de los CECs tiene una tendencia a relacionarse de forma positiva con la BC_{Hoja} y la lipofilicidad en forma negativa (Figura 2B). En tanto que, para el %Remoción, los dos primeros componentes explicaron un 62.7% de la variación total observada, determinándose que la masa molecular se relacionó de forma positiva con este proceso, mientras que la ionización (pKa) y la solubilidad de forma negativa (Figura 2C).

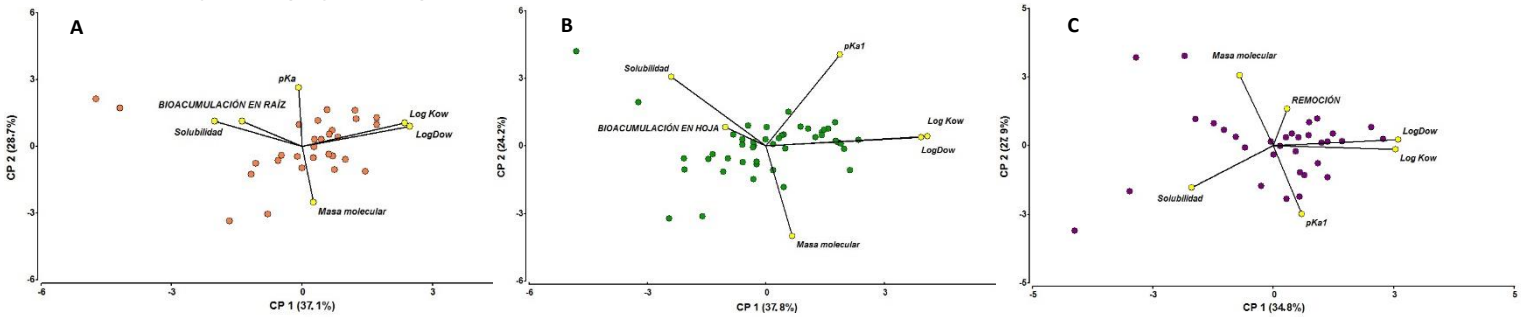


Figura 2. Gráficos Biplot para Bioacumulación en Raíz (A), Bioacumulación en Hoja (B), % Remoción (C) y propiedades fisicoquímicas de los CECs.

Estos resultados indican que sí solo se tiene en cuenta el $LogK_{ow}$ de los CECs, esta propiedad esta relacionada de forma negativa tanto con la $BC_{Raíz}$ y la BC_{Hoja} (Figura 1). Sin embargo, el modelo de Briggs *et al*., (1982) no explicaría la dinámica de acumulación en raíz de los CECs, dado que dicho modelo supone que a mayor $LogK_{ow}$ de un compuesto mayor es su capacidad de acumulación en raíz (Figura 1A). Sin embargo, la dinámica de BC_{Hoja} de CECs está en relación inversa con el $LogK_{ow}$ siguiendo el modelo de Travis y Arms (1988) (Figura 1B). Sin

embargo, cuando se analizan de forma simultánea diversas propiedades físicoquímicas de los CECs, se observa que también la solubilidad estaría jugando un rol importante en la dinámica de $BC_{Raíz}$ y BC_{Hoja} de los CECs. Ejemplos de esto lo constituyen la metformina y la diisopropanolamina con valores de solubilidad superiores a 8,300 mg/ml y 38,500 mg/ml, respectivamente (Figura 2A y 2B).

Para la dinámica de remoción de CECs desde el medio circundate, tanto con la masa molecular, ionización y solubilidad son relevantes en dicho proceso (Figura 2C). Ejemplos de esto lo constituyen el iohexol y iopromide con valores de masa molecular de 821 g/mol y 791 g/mol, altamente ionizables y de solubilidad intermedia, 9.12 mg/ml y 4.60 mg/ml, respectivamente (Figura 2C).

3. Conclusiones

La lipofilicidad en estado neutral, $LogK_{ow}$ de los CECs se relacionó de forma negativa con la $BC_{Raíz}$ y BC_{Hoja} en *Typha*. La $BC_{Raíz}$ de los CECs en *Typha* se comporta de forma inversa al modelo teórico de Briggs *et al*., (1982), mientras que la BC_{Hoja} se comporta similar al modelo de estimación de Travis and Arms (1988). Por otro lado, los compuestos más solubles en agua son los que tienden a incorporarse y acumularse en tejidos. Por lo tanto, *Typha spp*. tiene un alto potencial de bioacumulación de CECs con alta solubilidad y bajo $LogK_{ow}$, y un potencial de remoción de CECs con alta masa molecular, principalmente.

Agradecimientos: PID039 INTA, PIP-CONICET-0967, PICT-2020-SERIEA-03010.

Referencias

Briggs G, Bromilow R, Evans A. 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pesticide Science*. 13:495-504

Carrasco J, Delgado C, Cobos D. 2017. Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad de Cuenca*. 35:55-59

Lee S, Kang S, Lim J, Huh Y, Kim K, Cho J. 2011. Evaluating controllability of pharmaceuticals and metabolites in biologically engineered processes, using corresponding octanol–water distribution coefficient. *Ecological Engineering*. 37:1595-1600

Miller E, Nason S, Karthikeyan K, Pedersen J. 2016. Root uptake of pharmaceuticals and personal care product ingredients. *Environmental Science & Technology*. 50:525-541

Pérez D, Doucette W, Moore M. 2022. Atrazine uptake, translocation, bioaccumulation and biodegradation in cattail (*Typha latifolia*) as a function of exposure time. *Chemosphere*. 287:132104

Petrovic M, Gonzalez S, Barceló D. 2003. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *Trends in Analytical Chemistry*. 22:685-696

Travis C, Arms A. 1988. Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environmental Science & Technology*. 22:271-274

Eje 3

Servicios Ecosistémicos



Fotografía de Lucas A. Martín. Laguna Cochicó. Partido de Guaminí. Provincia de Buenos Aires.

Acuicultura ecológica del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): evaluación de la transferencia al sector turístico-pesquero en dos lagunas pampeanas

Vivian YOROJO MORENO[a*], Javier R. GARCIA DE SOUZA[a], Patricia RIAT[b], Ailen SOLANAS[a], Susana SAMPIETRO[c], Darío C. COLAUTTI[a]

[a] Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" (ILPLA, CONICET CCT La Plata, UNLP)
[b] Estación Experimental Agropecuaria (EEA, INTA)
[c] Cátedra de Medicina, Producción y Tecnología, Fauna Acuática y Terrestre (FCV, UBA)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: javiergds@ilpla.edu.ar

Eje temático: Servicios Ecosistémicos

Resumen

En este estudio se evalúan actividades de transferencia del método de acuicultura de pejerrey *Odontesthes bonariensis* en jaulas flotantes realizadas en las lagunas Salada de Monasterio (partido de Lezama) y Blanca Grande (partido de Olavarría) Buenos Aires, Argentina. Las experiencias de 6 meses de duración se realizaron con pejerreyes nacidos en las primaveras de 2019 y 2020. Los resultados muestran que el sistema es considerado fácil de implementar y que cumple con las expectativas de producción (alrededor de 3000 peces por jaula). Se observan diferencias entre los adoptantes de cada laguna, relacionadas con la adquisición de los materiales y el tiempo destinado a la construcción de las jaulas, que no comprometen el desarrollo de las actividades planteadas. En Olavarría, donde el apoyo presencial fue menor, se observó que los adoptantes tuvieron más autonomía y generaron soluciones que no afectaron los resultados productivos. Esta experiencia de transferencia revela que la implementación del modelo cumple con las premisas de la Acuicultura Ecológica en los aspectos ambientales, económicos y sociales.

Palabras clave: jaulas flotantes; acuicultura ecológica; lagunas pampeanas; transferencia y apropiación; apropiación tecnológica; producción acuícola

1. Introducción

Las lagunas pampeanas constituyen núcleos de actividad productiva y fuentes de ingresos económicos y subsistencia para las poblaciones que residen en su entorno (Grosman, 2001; 2008). Se ha estimado que el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es la especie que soporta la mayor presión pesquera en estos ambientes, movilizando miles de dólares en las economías regionales (Baigún y Delfino, 2003). Dada la relevancia de esta especie su acuicultura lleva más de un siglo y en la década del 2000 se logró cerrar el ciclo productivo en estanques en la Estación Hidrobiológica del Ministerio de Desarrollo Agrario de la provincia de Buenos Aires (Berasain *et al*., 2006, 2008). No obstante, la producción masiva de juveniles siguió representando un limitante. Para superar esta situación, se desarrolló una línea de cultivo en jaulas flotantes basada en la productividad de las lagunas pampeanas (Colautti *et al*., 2010; Garcia de Souza *et al*., 2015; 2017; 2021) y en los principios de la Acuicultura

Ecológica (Costa-Pierce, 2010), que está siendo adoptada en la región con fines de repoblamiento. El desarrollo y la implementación de este tipo de acuicultura implica llevar adelante, y al mismo tiempo evaluar, procesos de transferencia donde los aspectos socio-ecológicos y comunitarios cobren un valor preponderante. Por eso, el objetivo de este trabajo es analizar procesos de transferencia y aplicación de la técnica de acuicultura ecológica de pejerrey transcurridos en la Provincia de Buenos Aires.

2. Materiales y Métodos

Entre 2019 y 2021 se realizaron experiencias de cultivo de pejerrey en jaulas flotantes en las lagunas La Salada de Monasterio (LSM) y Blanca Grande (BG), de las localidades de Lezama y Olavarría, provincia de Buenos Aires, respectivamente. El trabajo en LSM estuvo caracterizado por las articulaciones público-privadas entre el equipo de investigación, la Municipalidad (Secretaría de Turismo) y dos Organizaciones Civiles: La Asociación de Pescadores Deportivos del Partido de Lezama y el Pesquero y Camping Laguna "La Salada de Monasterio". En BG, la relación del equipo de investigación fue con el Club de Pescadores Deportivos "Ciudad de Olavarría", que administra el pesquero y camping de la laguna.

El trabajo incluyó charlas presenciales (10 LSM y 2 BG) y virtuales a demanda con los adoptantes para decidir colectivamente los pasos a seguir y brindar la asistencia durante el cultivo. Se construyeron de forma colaborativa cuatro jaulas en LSM y dos en BG, siguiendo inicialmente el modelo de Colautti *et al*. (2010). Las jaulas fueron instaladas y sembradas con larvas de pejerrey, y transcurridos entre cuatro y seis meses se obtuvieron alrededor de tres mil juveniles por jaula que fueron liberados en las mismas lagunas. Una vez finalizadas las experiencias se realizaron entrevistas semi-estructuradas, las cuales fueron grabadas, transcritas y codificadas (Corbetta, 2007; Costa Neto *et al.,* 2009; Hernández *et al*., 2010). Las unidades de análisis (Marradi *et al*., 2007) fueron personas que participaron en el proceso de construcción y manejo del sistema de cultivo, cuyas historias de vida y actividades están relacionadas al uso y aprovechamiento del ambiente lagunar pampeano, específicamente dos personas de Olavarría (E1 y E2) y dos de Lezama (E3 y E4). Para el análisis de datos se utilizaron métodos mixtos (Hernández *et al.,* 2010; Corbetta, 2007), que integran análisis cualitativos y cuantitativos. Las transcripciones de las entrevistas fueron analizadas mediante Comparación Constante (Hernández et al., 2010), con la cual se generaron categorías, subcategorías e índices (Marradi *et al*., 2007) (Tabla I).

A partir de lo expresado en las entrevistas se obtuvieron los valores de los índices para cada uno de los entrevistados y se creó una matriz para realizar el análisis estadístico descriptivo de frecuencias.

Índice evaluador	Aspecto del cultivo a evaluar con tres opciones de puntajes
I1	Procedencia de materiales:1) Se consiguieron en una Localidad diferente a la de los adoptantes, 2) Se consiguieron en la Localidad de los adoptantes y en otra cercana, 3) Se consiguieron en la Localidad de los adoptantes.
I2	Adquisición de materiales:1) Generó demoras que impactaron en el plan de trabajo, 2) Generó algunas demoras sin afectar el plan de trabajo, 3) No representó ninguna demora.
I3	Diseño de unidades de cultivo: 1) Modifica el diseño inicial, 2) Sigue el diseño inicial, 3) Sigue parte del diseño inicial y realiza algunas modificaciones.
I4	Utilización de materiales en las unidades de cultivo: 1) Reemplaza materiales, 2) Utiliza los materiales del diseño inicial, 3) Utiliza parte de los materiales del diseño inicial y reemplaza algunos materiales.
I5	Participación durante la construcción de las unidades de cultivo:1) Entre 1 – 2 personas, 2) Entre 2 – 3 personas, 3) 3 personas o más
I6	Tiempo destinado a la construcción: 1) 3 días o más, 2) 2 días, 3) 1 día.
I7	Construcción de las unidades de cultivo: 1) Elevada dificultad de construcción, 2) Mediana dificultad de construcción, 3) Baja dificultad de construcción.
I8	Intervención en la instalación de las unidades de cultivo: 1) Siguen algunas recomendaciones, pero utilizan mayormente conocimientos propios, 2) Siguen únicamente las recomendaciones, 3) Utilizan las recomendaciones de los investigadores en interacción con sus propios conocimientos.
I9	Monitoreo de las unidades de cultivo: 1) Mensual, 2) Quincenal, 3) Semanal.
I10	Ejecución del modelo de cultivo:1) No lo pueden hacer sin la asesoría de los investigadores, 2) Tienen autonomía, pero requieren asesoramiento permanente, 3) Lo pueden hacer solos, pero realizando consultas específicas.
I11	Proyección futura de la aplicación del modelo de cultivo: 1) No lo seguirá aplicando, 2) Posiblemente lo aplicaría, 3) Seguirá aplicándose.

Tabla I. Índices generados para la evaluación cuantitativa del modelo de cultivo

3. Resultados y Discusión

Las experiencias de transferencia cumplieron las expectativas de los adoptantes, lo cual pudo ser corroborado por diversas manifestaciones durante las entrevistas: *"Ver el crecimiento fue lo más lindo para mí, fue hermoso (...) no lo podía creer cómo habían crecido, porque cuando vos los tiras, prácticamente no los ves y al mes ya los estás viendo, y a los dos meses te crecieron a 5-7 cm, y a los tres meses a 15 cm, te parece mentira" (E1)."El pasar la red dentro de la jaula y ver... ¡no se!, miles de pejerreyes, cuando los habíamos visto en una bolsa, que parecía que tenía basura adentro, porque eran partículas insignificantes... es ¡maravilloso!" (E4).* A la hora de pensar en la aplicación de esta tecnología se destaca la relevancia que tomó para los entrevistados la concientización ambiental asociada a la conservación y uso sustentable: *"Es fundamental hacer la siembra (en las jaulas), más que nada para concientizar a la gente y ver este emprendimiento en nuestro partido" (E3)*

En la evaluación de los índices se destaca que la participación fue mayor a 3 personas (I5), la construcción de las unidades resulta fácil (I7), y que la obtención de materiales (I2) y tiempo de construcción de jaulas (I6) generó complicaciones sin comprometer el desarrollo de las

actividades. En los índices I3, I4, I8, I9, I10 e I11, se observaron diferencias entre lagunas vinculadas principalmente con la resolución de problemas de manera independiente en BG y dependiente de la asistencia del equipo investigador en LSM.

La Figura 1 representa los valores promedio de los índices correspondientes a cada laguna y la misma permite confirmar que el asesoramiento presencial solo en momentos clave para la transferencia generó una mayor independencia de los actores sociales involucrados en el proyecto sin comprometer el resultado final. Esto demuestra el potencial de transferencia y aplicación de la técnica a partir de talleres participativos, y permite orientar futuras intervenciones con actores sociales interesados en adoptar la técnica de producción.

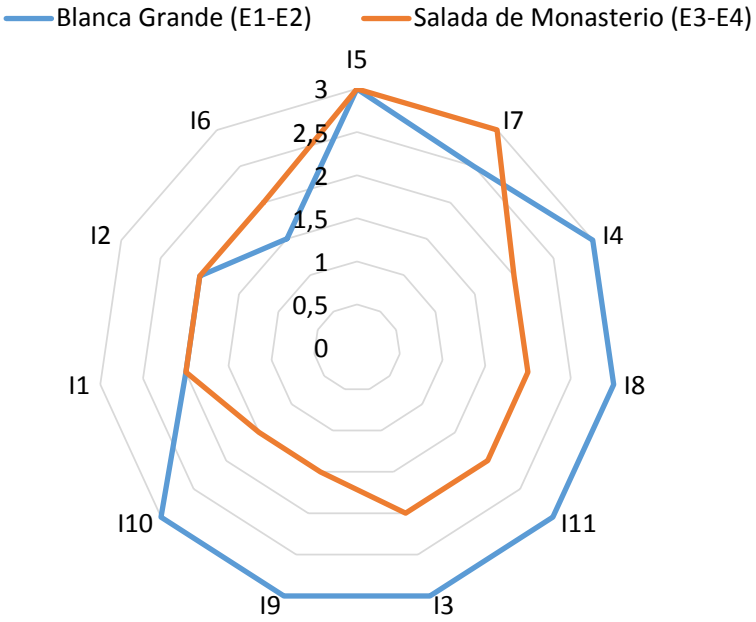


Figura 1. Promedio de la puntuación de cada uno de los índices para las lagunas

4. Conclusiones

Se concluye que la técnica es transferible, y que la apropiación y el compromiso asumidos entre las partes garantizan que el sistema funcione y pueda ser extrapolable a otros cuerpos de agua, situación ideal para el desarrollo de la acuicultura ecológica del pejerrey. Las diferencias observadas entre lagunas no comprometen el desarrollo de las actividades planteadas inicialmente.

Agradecimientos: A las personas e instituciones que hicieron posible el desarrollo del trabajo, que se realizó con fondos del PICT N.º 2018-04317 y del PTIS N°103-2021.

Referencias bibliográficas

Baigún CR, Delfino RL. 2003. Assessment of social and economic factors for management of summer pejerrey recreational fisheries in pampean lakes (Argentina). Lake ReservManag. 19(3):242-250.

Berasain G, Velasco C, Shiroyo Y, Colautti D, Remes Lenicov M. 2006. Cultivo intensivo de juveniles de Pejerrey *Odontesthesbonariensis* en estanques. En: Actas del IV Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura. www.civa2006.org.

Berasain GE, Velasco CA, Mir F, Padín DA. 2008. Producción intensiva de ovas embrionadas de pejerrey *Odontesthesbonariensis* a partir de reproductores mantenidos en cautiverio. BiolAcuát. 24:11-16.

Colautti DC, Garcia de Souza JR, Balboni L, Baigún CRM. 2010. Extensive cage culture of pejerrey*Odontesthesbonariensis* in a shallow pampean lake in Argentina. Aquac Res. 41(10):e376-e384.

Corbetta P. 2007. Metodología y técnicas de investigación social. Madrid: Mcgraw-Hill.

Costa Neto EM, Vargas Clavijo M, Santos Fita D. (coord.). 2009.Manual de etnozoología. Una guía teórico-práctica para investigar la interconexión del ser humano con los animales. Valencia: Tundra ediciones.

Costa-Pierce BA. 2010. Sustainable ecological aquaculture systems: the need for a new social contract for aquaculture development. Mar Technol Soc J. 44(3):88-112.

Garcia de Souza JR, Solimano PJ, Maiztegui T, Baigún CRM, Colautti DC. 2015. Effects of stocking density and natural food availability on the extensive cage culture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* in a shallow Pampean lake in Argentina. Aquac Res. 46(6):1332-1344.

Garcia de Souza JR, Solimano PJ, Maiztegui T, Baigún CRM, Claps MC, Colautti DC. 2017. Seasonality effects over the ecological aquaculture of the native zooplanktivorous fish from South America *Odontesthesbonariensis*. Aquaculture. 471:19-27.

Garcia de Souza JR, Yorojo Moreno V, Sathicq MB, Gómez N, Sampietro S, Donadelli J, Colautti DC. 2021. The performance of ecological cage aquaculture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Pampean lakes under two different hydrological scenarios. Aquac Res. 52(10):4829-4840.

Grosman F, editor. 2001. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Buenos Aires: editorial Astyanax. 212p

Grosman F. 2008. Espejos en la llanura: nuestras lagunas de la región pampeana. Buenos Aires: Editorial Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 174 p.

Hernández R, Fernández C, Baptista P. 2010. Metodología de la Investigación. 5ta edición. México: Mcgraw-Hill.

Marradi A, Archenti N, Piovani J. 2007. Metodología de las ciencias sociales. Buenos Aires: editorial Emecé. 328 p.

La jurisprudencia como herramienta de protección jurídica de humedales: Estudio del caso "Majul", provincia de Entre Ríos

Pablo JARABO[a*], Mariel ETCHEGARAY[a], Ailen FLORES[a], Clara MINAVERRY[a], Mariano FERRO[a]

[a] INEDES/CONICET Universidad Nacional de Luján
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: pjarabo.g4@gmail.com

Eje temático: Servicios Ecosistémicos

Resumen

Los humedales son uno de los ecosistemas claves a nivel mundial, dado que albergan una gran biodiversidad y proveen una enorme cantidad de servicios ecosistémicos a la sociedad de tipo culturales, de abastecimiento y de regulación. Así también, se encuentran entre los ecosistemas más degradados por los múltiples impactos derivados de las actividades humanas. Actualmente Argentina carece de una Ley de Presupuestos Mínimos que proteja específicamente estos ecosistemas.
Sin embargo, otras fuentes del derecho pueden suplir parcialmente estos vacíos legales frente a daños ambientales colectivos, como es la jurisprudencia. En el presente trabajo se analiza el rol de la jurisprudencia, como herramienta jurídica de protección de los humedales y sus servicios ecosistémicos, para lo cual se abordará el caso jurisprudencial Majul contra el emprendimiento inmobiliario "Amarras", en Gualeguaychú, Entre Ríos. Una provincia que, pese a la importancia de sus humedales, carece de una ley que los proteja. Estos instrumentos jurídicos son determinantes para solucionar conflictos que ponen en riesgo la permanencia de estos ecosistemas y suplen vacíos legales, brindando un marco de referencia para garantizar la protección de los mismos y el derecho a un ambiente sano, garantizado en el artículo 41 de la Constitución Nacional.

Palabras clave: humedales; jurisprudencia; derecho; servicios ecosistémicos

1. Introducción

La supervivencia de la especie humana depende de las interacciones con otros organismos y elementos no vivos del ecosistema. Cualquier actividad humana tiene un efecto y deja una huella en él, a la vez que ejerce una presión sobre el ambiente (Minaverry, 2017). Los ecosistemas son vistos como un conjunto de elementos bióticos y abióticos que interaccionan en un espacio-tiempo y transforman la materia y la energía disponibles en el ambiente mediante procesos funcionales (Maass, 2003). De estos se obtienen diferentes beneficios o servicios, para el desarrollo de la vida humana, los cuales se conocen como servicios ambientales o servicios ecosistémicos.
Los humedales son uno de los ecosistemas más productivos del planeta. Ellos producen muchos más servicios relacionados con el bienestar humano que la mayoría de los otros sistemas, al cumplir funciones ecológicas fundamentales para las personas, como la regulación hidrológica y la provisión de recursos (Blanco, 1999). Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran entre uno de los más amenazados del mundo, experimentan uno

de los ritmos más rápidos de degradación y desaparición. Siendo una de las principales causas el aumento de la población y el creciente desarrollo económico (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

La gran mayoría de los humedales, en el caso de Argentina, sufren importantes transformaciones desde hace varios años, como consecuencia principalmente del asentamiento de urbanizaciones cerradas sobre estos ecosistemas. La presión inmobiliaria y el proceso de avance de urbanizaciones sobre estos ecosistemas, implica la transformación del humedal a un sistema terrestre que niega las cualidades físicas y biológicas que le son propias. Lo cual conlleva la desaparición de servicios ecosistémicos que brindan, como la regulación hidrológica, el control de las inundaciones, la protección de las costas, la depuración del agua y la pérdida de los servicios de filtrado, amortiguación y secuestro de carbono (Le Pera, 2015).

La jurisprudencia para Clemente de Diego (1925) no consiste simplemente en el conocimiento teórico y en la combinación abstracta de las reglas y principios del Derecho, sino también, y sobre todo, "en el arte bien difícil de aplicar el derecho al hecho, es decir, de poner la ley en acción, de restringir o extender su aplicación a las innumerables cuestiones surgidas en el choque de los intereses y en la variedad de las relaciones sociales". En este sentido amplio, la jurisprudencia ha de considerarse la "Ciencia del Derecho" y el arte de su determinación, por lo tanto, implica el conocimiento de los principios de la justicia y su aplicación a los casos concretos (Castellano, 2014). Aunque, en un sentido menos amplio se percibe a la jurisprudencia como la doctrina que establecen los jueces y magistrados al resolver una cuestión que se les plantee, por otro lado, es adecuado para designar la doctrina y criterios de interpretación de las normas establecidos por los tribunales ordinarios de justicia, más allá de su clase o de la jurisdicción a la que pertenezcan (Schiele Manzor, 2008). No obstante, en un sentido más estricto, es el criterio de aplicar el derecho mostrado en las resoluciones del Tribunal Supremo, que es el máximo órgano jurisdiccional, y en consecuencia, aquel al que corresponde la labor de controlar la aplicación del derecho llevada a cabo por los tribunales de justicia, mediante la unificación de los criterios de interpretación de las normas utilizadas por los mismos (Diaz, 1997; Schiele Manzor, 2008). En definitiva, la jurisprudencia se consolida como la norma incluida en el fallo de un juez o tribunal o en el conjunto de ellos; es tanto el fallo mismo o conjunto de ellos; como el modo de juzgar, el hábito o criterio de apreciación, interpretación y subsunción que en el fallo o conjunto de fallos se contienen (de Diego, 1925).

2. Materiales y Métodos

El diseño del trabajo será de tipo bibliográfico-documental y descriptivo y la metodología utilizada será cualitativa. Se llevará a cabo una observación documental, a partir de la cual se obtendrá información mediante la percepción interpretativa de un fenómeno determinado.

Se analizará el caso jurisprudencial seleccionado a través de la aplicación de la hermenéutica jurídica y se aplicará una guía de análisis de jurisprudencia adaptada. Además, se analizará normativa aplicable, a nivel nacional y provincial.

3. Resultados y Discusión

En la ciudad de Gualeguaychú (Provincia de Entre Ríos), Julio José Majul interpuso acción de amparo ambiental colectivo contra la Municipalidad de Pueblo General Belgrano, la empresa "Altos de Unzué" y la Secretaría de Ambiente de la Provincia de Entre Ríos. Con el objeto de prevenir un daño inminente y grave para toda la comunidad de las ciudades de Gualeguaychú y de Pueblo General Belgrano y las zonas aledañas; para que cesen los perjuicios ya producidos y se los repare, generados por el proyecto inmobiliario "Amarras de Gualeguaychú", desarrollado sobre la ribera del Río Gualeguaychú, en la margen del río perteneciente al Municipio de Pueblo General Belgrano. (Corte Suprema de Justicia de la Nación, expdte. CSJ 714/2016/RH1, 2019)

El fallo llegó a instancias de la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) luego de la decisión dictada por el Superior Tribunal de Justicia de la provincia de Entre Ríos, el cual había revocado la sentencia expedida argumentando que la acción de amparo interpuesta era inadmisible dado que ya existía un procedimiento administrativo (Lamberti, 2019). El Juez de Primera Instancia ordenaba el cese del proyecto y requería la recomposición del daño ambiental producido por la empresa 'Altos de Unzué SA' por considerarlo de impacto negativo en el ambiente. El Máximo Tribunal consideró como válida la acción de amparo interpuesta en sentido de que la misma es utilizada a fin de evitar la vulneración de derechos fundamentales en consonancia con lo dispuesto en el art 43 de la C.N. (amparo) (Corte Suprema de Justicia de la Nación, expdte. CSJ 714/2016/RH1, 2019).

En el fallo se citan otros instrumentos del derecho ambiental internacional ratificados por Argentina, como la Convención Relativa a los humedales de importancia internacional, conocido como Convención Ramsar, firmada en Ramsar el 2 de febrero de 1971, aprobado por la Argentina mediante Ley 23919/91, a partir de lo cual se destaca la importancia, características propias de los humedales y la necesidad de protección de estos ecosistemas. En este marco se mencionan normas provinciales y locales, que establecen el área donde se instaló el proyecto como área natural protegida, lo cual fue expuesto por el denunciante.

La Corte entiende que no puede desconocerse que, en asuntos relativos a la tutela del daño ambiental, las reglas procesales deben ser interpretadas con un criterio amplio, por lo que dio lugar a la queja, declaró formalmente procedente el recurso extraordinario y dejó sin efecto la sentencia apelada, y manifestó que vuelvan los autos al tribunal de origen para que se dicte un nuevo pronunciamiento. (Heredia, 2021)

La CSJN interpretó la normativa de un modo amplio a fin de asegurar el resguardo de los humedales y el derecho a un ambiente sano, haciendo lugar al recurso de amparo, en virtud

de la protección de un bien colectivo antes que las controversias de los procedimientos en materia procesal. La jurisprudencia consolidada, ejerce una considerable influencia sobre las decisiones judiciales, la actividad legislativa, y la actividad misma de los actores sociales involucrados en su conjunto.

El caso "Majul c/ Municipalidad de Pueblo General Belgrano y otros s/ acción de amparo ambiental" marca un precedente en el derecho ambiental, sobre la recomposición del daño ambiental colectivo y en particular un precedente para la protección de los humedales. Si bien no existe a nivel nacional una Ley de Presupuestos Mínimos de Protección de Humedales, otras fuentes del derecho pueden suplir esos vacíos legales y contribuir a una mayor protección en el ordenamiento jurídico ambiental.

4. Conclusiones

La jurisprudencia es un instrumento valioso que sirve como marco de referencia para el dictado de nuevas normas y para la interpretación y decisiones de jueces ante la ocurrencia de un daño ambiental colectivo. El hecho de que el fallo Majul haya encontrado resolución favorable por parte del Máximo Tribunal en Argentina, establece un antecedente nacional en la protección de estos ecosistemas y sus servicios ecosistémicos al realizar una amplia interpretación e incorporación de distintos principios del derecho ambiental. También marca un precedente porque introduce novedosos principios ambientales, como lo son el principio "in dubio pro natura" y el principio "in dubio pro aqua": el principio In Dubio Pro Natura establece que "en caso de duda, todos los procesos ante tribunales, órganos administrativos y otros tomadores de decisión deberán ser resueltos de manera tal que favorezcan la protección y conservación del medio ambiente, dando preferencia a las alternativas menos perjudiciales. No se emprenderán acciones cuando sus potenciales efectos adversos sean desproporcionados o excesivos en relación con los beneficios derivados de los mismos"; y el principio In Dubio Pro Aqua, donde en caso de incerteza, establece que las controversias ambientales y de agua deberán ser resueltas en los tribunales, y las leyes de aplicación interpretadas del modo más favorable a la protección y preservación de los recursos de agua y ecosistemas conexos (Lamberti, 2019; Magnin, 2019). Al mismo tiempo, dentro de este fallo se recuerda que el paradigma jurídico que ordena la regulación del agua (o en este caso particular, los humedales) es ecocéntrico, o sistémico, y no tiene en cuenta sólo los intereses privados o estaduales, sino los del mismo sistema, como bien lo establece la Ley General del Ambiente (Heredia, 2021; Magnin, 2019).

En este sentido consideramos que al existir una mirada más profunda en torno al enfoque ecosistémico por parte de las poblaciones: al detectarse un conflicto que puede llevar a pérdidas de biodiversidad y cuerpos de agua en el cual este afectada también la vida comunitaria, éstas pueden acudir a estos procedimientos jurídicos para poder resolverlos. Si bien se están empezando a implementar cortes con capacidad de resolución ambiental, como

los tribunales ambientales, es imperioso que se cuente con antecedentes jurisprudenciales aplicables como el caso analizado, que sienta las bases para un buen manejo ambiental futuro.

Referencias bibliográficas

Blanco D. 1999. Los humedales como hábitat de aves acuáticas. En Malvarez A. (Ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 2: 219-228. https://cidta.usal.es/cursos/biologia/modulos/curso/Libros/pdf/aves_humedales.pdf

Castellano D. 2014. El derecho entre ciencia y jurisprudencia. *Prudentia Iuris*, (78): 179-190.

Clemente de Diego F. 1925. La jurisprudencia como fuente del Derecho. Ed. Revista de Derecho Privado. Madrid, España. pp. 165.

Corte Suprema de Justicia de la Nación. 2019.Majul, Julio Jesús c/ Municipalidad de Pueblo General Belgrano y otros s/ acción de amparo ambiental. Expdte. CSJ 714/2016/RH1. https://aldiaargentina.microjuris.com/2019/08/05/la-corte-suprema-fallo-a-favor-de-la-proteccion-de-los-humedales-provinciales/

Díaz Roca R. 1997. Teoría General del Derecho. Editorial Tecnos S.A., Madrid, pp. 367.

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis. World Resources Institute, Washington, DC., pp. 5. https://www.millenniumassessment.org/documents/MA_WetlandsandWater_Spanish.pdf

Heredia R. 2021.*Corte Suprema de Justicia de la Nación (2019). "Majul, Julio Jesus c/ municipalidad de pueblo General Belgrano y otros s/ acción de amparo ambiental". (Expte. n° CSJ 714/2016/rh1). Sentencia 11 de julio de 2019.* [Tesis de grado, Universidad Siglo 21]. Repositorio institucional https://repositorio.uesiglo21.edu.ar/handle/ues21/19582

Lamberti A. 2019. La aplicación de los principios emergentes in dubio pro natura e in dubio pro agua en la doctrina judicial de la corte suprema de justicia: dimensiones sistémicas, axiológicas y hermenéuticas. Revista de la facultad de derecho, 10(2): 230–254.

Le Pera A. 2015. Barrios caros, suelos baratos: Inundaciones en los humedales de cuenca baja del río Luján. *XI Jornadas de Sociología*. Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Maass M. 2003. El agua como elemento integrador de los procesos funcionales del ecosistema. En: Ávila García P. (Ed.). *Agua, medio ambiente y desarrollo en el siglo XXI*. Ed. Zamora. México. pp.109-116.

Magnin, A. 2019. *Fallo Majul: Análisis del principio precautorio como criterio para la protección de los humedales.* [Tesis de grado, Universidad Siglo 21]. Repositorio institucional. https://repositorio.uesiglo21.edu.ar/bitstream/handle/ues21/18320/TFG%20Andrea%20Vanina%20Magnin.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Minaverry C. 2017. ¿Avances o retrocesos? La evolución de los paradigmas sobre gestión ambiental en relación con la normativa y jurisprudencia sobre servicios ecosistémicos en América Latina. *Lex Social.* 7(1): 476-493.

Schiele Manzor C. 2008. La jurisprudencia como fuente del derecho: el papel de la jurisprudencia. En Vergara Blanco A. (ed.). *Dogmática y sistema. Estudios de Teoría del Derecho.* Ed. Thomson Reuters – La Ley. Santiago, Chile, pp. 169-184.

Optimización del cultivo de *Punctaria latifolia* (Phaeophyceae) y propiedades antioxidantes

Ailen M. POZA[a*], Carolina FERNÁNDEZ[ab], M. Emilia CROCE[ac], Elisa R. PARODI[a], M. Cecilia GAUNA[ac]

[a] Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca (INIBIBB) CONICET-Bahía Blanca, Buenos Aires
[b] Centro de Emprendedorismo y Desarrollo Territorial Sostenible (CEDETS), Universidad Provincial del Sudoeste (UPSO) - Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Buenos Aires
[c] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), Buenos Aires
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: pozaailen@inibibb-conicet.gob.ar

Eje temático: Servicios ecosistémicos

Resumen

El consumo de macroalgas ha crecido notablemente por su uso en la industria alimentaria, cosmética y farmacéutica, favoreciendo el desarrollo de investigaciones destinadas al manejo y cultivo. En este estudio se analizaron diferentes condiciones de cultivo (salinidad, temperatura, concentraciones de nutrientes e intensidad lumínica) del alga parda *Punctaria latifolia* con el objetivo de encontrar condiciones óptimas para el desarrollo de gametofitos y esporofitos. Además, se evaluó la actividad antioxidante y compuestos fenólicos del alga para analizar su uso potencial como fuente de compuestos bioactivos. *P. latifolia* mostró la mayor densidad de gametofitos a 16 ºC, altas concentraciones de medio Provasoli (PES) y PES + Kelpak®, salinidad de 27.5 a 20 psu e intensidades de luz de 35 µmol $m^{-1}s^{-1}$. En cambio, las mayores densidades de esporofitos se registraron a 20 ºC, bajas concentraciones de PES y PES + Kelpak®, salinidad de 27.5 e intensidades de luz bajas de 5 µmol $m^{-1}s^{-1}$. *P. latifolia* mostró un alto contenido de polifenoles y buena actividad antioxidante.

Palabras clave: compuestos bioactivos; macroalgas; condiciones de cultivo; Bioestimulantes

1. Introducción

El consumo de macroalgas ha crecido notablemente por su uso en la industria alimentaria, cosmética y farmacéutica; favoreciendo el desarrollo de investigaciones destinadas al manejo y cultivo (Kumar *et al*., 2015). Por lo tanto, las algas marinas se encuentran entre los organismos marinos cultivados más importantes en términos de biomasa cosechada por año, con aproximadamente 32,4 millones de toneladas a nivel mundial (FAO, 2020).

Actualmente unas pocas especies de algas pardas son cultivadas para uso comercial, tales como *Laminaria japónica*, *Undaria pinnatifida* y *Sargassum fusiforme* (FAO 2020, Chopin y Tacon, 2021). Sin embargo, investigaciones recientes muestran que existe una mayor diversidad de especies con un alto potencial por sus beneficios nutracéuticos, como alimentos bioactivos o superalimentos (Chopin y Tacon, 2021, Pal *et al.,* 2014). Entre las algas pardas se han estudiado los extractos del género *Punctaria*, los cuales presentaron actividad

antitumoral, anticoagulante, antitrombótica y antioxidante (Ustyuzhanina *et al*., 2016, Xu *et al.,* 2004).

Los objetivos de este estudio fueron I) analizar el uso potencial de *Punctaria latifolia* Greville como fuente de compuestos bioactivos, evaluando el contenido de compuestos fenólicos totales y la actividad antioxidante; II) identificar las condiciones óptimas de cultivo de *P. latifolia* para el desarrollo de gametofitos y esporofitos bajo diferentes condiciones de salinidad, temperatura, concentraciones de nutrientes e intensidad lumínica.

2. Materiales y Métodos

Los esporofitos de *P. latifolia* fueron colectados en el estuario de Bahía Blanca (38º 51' 17" S; 62 º 07 '05" O).

2.1. Ensayos de cultivo

En el laboratorio los talos fértiles se utilizaron para realizar experimentos de cultivos donde se probaron: 5 niveles de salinidad: 5, 12.5, 20, 27.5 y 35 psu (a 16 ºC, 10 PES L^{-1}de nutriente y 5 µmol m^{-2} s^{-1} de intensidad lumínica); 3 temperaturas: 10, 16 y 20 °C (a 10 PES L^{-1}, 35 psu, 5 µmol m^{-2} s^{-1}); 3 concentraciones de nutrientes con medio de cultivo Provasoli (PES):5, 10 y 20 mL PES L^{-1} (P1, P2, P3); y 3 con PES + Kelpak® (Bioestimulante, Kelp Products Pty Ltd., Simon's Town, Sudáfrica), donde se suplementó 5 mL PES L^{-1} con 3 concentraciones de Kelpak®: 1, 2 y 4 mL L^{-1} (K1, K2, K3) (a 16 ºC, 35 psu y 5 µmol m^{-2} $s^{-1)}$ y 2 intensidades lumínicas:5 y 35 µmol m^{-2} s^{-1} (a 16 ºC, 10 PES L^{-1} y 35 psu). Para todos los tratamientos el fotoperíodo fue de 12:12 h y el medio de cultivo se renovó cada dos días. Se evaluó el número de gametofitos y esporofitos a lo largo de 15 días de incubación, contando los individuos vivos en un área de 3 cm^2 utilizando un microscopio Nikon Eclipse TE 300 (Tokio, Japón) equipado con una cámara Nikon FDX 35. Se realizaron análisis GLM con distribución de error Poisson usando R studio.

2.2. Contenido de fenoles y actividad antioxidante

Los polifenoles totales se cuantificaron por el método de Folin-Ciocalteu utilizando ácido gálico como estándar (Singleton *et al.,* 1999). La actividad antioxidante se estimó por medio de: I) ensayo de poder reductor, basado en la transformación de Fe (III) a Fe (II) (Oyaizu, 1986); II) ensayo de captación de radicales 2,2-difenil-1-picrilhidrazilo (DPPH) (Chaillou y Nazareno, 2006); y III) ensayo del fosfomolibdeno para Antioxidantes Totales (AT), utilizando ácido ascórbico como estándar (Prieto et al., 1999). En todos los casos se analizaron los extractos acuosos y metanólicos originados a partir del alga liofilizada.

3. Resultados y Discusión

La salinidad, temperatura, concentraciones de nutrientes e intensidad lumínica tuvieron un efecto significativo sobre el desarrollo de esporofitos y gametofitos luego de 15 días de incubación (Tabla I).

GLM	*df*	*Estadístico (χ2)*	*p-valor*
Densidad de gametofitos			
Salinidad	4	6794.9	<0.0001
Temperatura	2	6337.6	<0.0001
Nutrientes	5	6539.0	<0.0001
Intensidad lumínica	1	6735.1	<0.0001
Densidad de esporofitos			
Salinidad	4	3864.3	<0.0001
Temperatura	2	1763.1	<0.0001
Nutrientes	5	2513.2	<0.0001
Intensidad lumínica	1	2847.6	<0.0001

Tabla I. Análisis GLM que prueba los efectos de la salinidad, temperatura, nutrientes e intensidad lumínica sobre la densidad de gametofitos y esporofitos de *P. latifolia* luego de 15 días de incubación

Salinidad: Las mayores densidades de gametofitos se registraron a salinidad de 27.5 y 20 psu (52 ± 30 y 50 ± 37 individuos/3 cm^2, respectivamente) y de esporofitos a 27.5 psu (30 ± 17 individuos/3 cm^2) (Figura 1a). En condiciones naturales *P. latifolia* está expuesta a pulsos de agua dulce de los diferentes afluentes que ingresan al estuario de Bahía Blanca, lo que explicaría su amplia tolerancia a diferentes condiciones de salinidad (Croce *et al*., 2021).

Temperatura: La mayor densidad de gametofitos se registró a 16 ºC (37 ± 20 individuos/3 cm^2); mientras que la mayor densidad de esporofitos se registró a 20 ºC (98 ± 40) (Figura 1b). En la costa atlántica argentina esta especie se extiende entre los 38º y 47º S, donde la temperatura oscila entre 5 ºC y 21 ºC (Asensi y Küpper, 2012), indicando que el desarrollo de gametofitos y esporofitos, se encuentra en los límites térmicos de distribución de la especie.

Concentraciones de nutrientes: Las mayores densidades de gametofitos se registraron a concentraciones P2, P3 y K3 (38 ± 21, 39 ± 21 y 44 ± 22 individuos/3 cm^2, respectivamente) (Figura 1c). Sin embargo, las mayores densidades de esporofitos se alcanzaron a P2 (54 ± 17 individuos/3 cm^2). Los resultados sugieren que la suplementación con Kelpak® permitiría reducir el uso de Provasoli para el desarrollo de gametofitos y así disminuir los costos de producción. Además, los bioestimulantes, como Kelpak® fueron valorados como potenciadores del crecimiento y mejoradores del estado sanitario de cultivos; atribuido al contenido de fitohormonas, alginato, aminoácidos y pequeñas cantidades de macro y microelementos (Szczepanek y Siwik-Ziomek, 2019).

Intensidad de la luz: Los gametofitos se desarrollaron a altas y bajas intensidades de luz, siendo mayor su densidad a altas intensidades (41 ± 26 individuos/3 cm^2), mientras que los esporofitos se desarrollaron a bajas intensidades de luz (30 ± 3 individuos/3 cm^2) (Figura 1d). En el estuario de Bahía Blanca, *P. latifolia* crece en asociación con *Spartina alterniflora* la cual protegería a los esporofitos de *P. latifolia* de la radiación solar directa (Croce *et al.,* 2021).

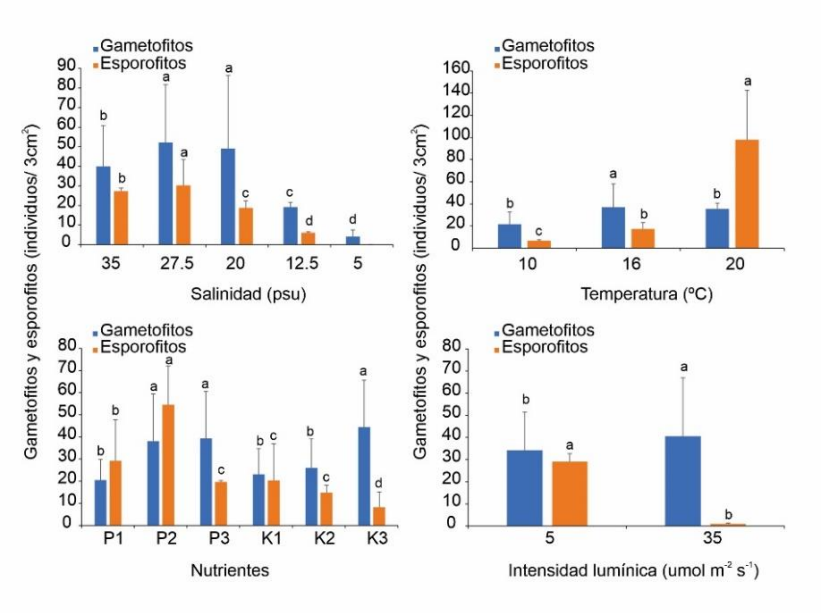


Figura 1. Densidad de esporofitos y gametofitos de *P. latifolia* bajo diferentes condiciones de: **a.** salinidad; **b.** temperatura; **c.** concentraciones de nutrientes e **d.** intensidad lumínica, luego de 15 días de incubación. Las diferencias significativas (α <0.05) se indican con letras diferentes usando Tukey's Honestly Significant Difference.

3.1. Fenoles totales y actividad antioxidante

P. latifolia mostró un contenido de polifenoles superior en el extracto acuoso (Tabla II). La actividad antioxidante presentada fue superior en los extractos metanólicos para los ensayos de poder reductor y capacidad antioxidantes totales (Tabla II). Sin embargo, para el ensayo de captación de radicales DPPH, presentó mayor actividad en el extracto acuoso. Los contenidos de fenoles y actividad antioxidante fueron similares a la encontrada en otras algas de las costas patagónicas como *Leathesia marina* y *Asperococcus ensiformis* (*Poza et al.*, 2018; 2022).

Caracterización	Solvente	Media ± ES
Polifenoles (mg EAG/g alga seca)	Agua	1.04 ± 0.09
	Metanol (80%)	0.90 ± 0.11
Actividad antioxidante (mg EAA/g alga seca)		
Poder reductor	Agua	0.66 ± 0.001
	Metanol (80%)	0.72 ± 0.09
DPPH	Agua	0.74 ± 0.04
	Metanol (80%)	0.55 ± 0.03
TA	Agua	3.80 ± 0.10
	Metanol (80%)	5.67 ± 0.80

Tabla II. Contenido de polifenoles y actividad antioxidante de *P. latifolia*. Nota: Equivalentes de ácido gálico (EAG). Equivalentes de ácido ascórbico (EAA)

4. Conclusiones

Las mejores condiciones para el cultivo de gametofitos de *Punctaria latifolia* son a 16 ºC, altas concentraciones de PES y PES + Kelpak®, salinidad entre20 y 27.5 psu y altas intensidades de luz. Mientras que las mejores condiciones para cultivar los esporofitos son a 20 ºC, bajas

concentraciones de PES y PES + Kelpak®, salinidad de 27.5 psu y bajas intensidades de luz. *P. latifolia* mostró un alto contenido de polifenoles y buena actividad antioxidante. Debido a la presencia de compuestos bioactivos, esta especie podría ser una buena alternativa para ser cultivada a gran escala y generar un mercado sostenible en el tiempo.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer al Ing. Carlos Ariel Bridge de NUTRITERRA SA por proporcionar el producto Kelpak® (Sudáfrica). Este trabajo fue financiado por la Secretaria General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur a través del PGI 24/ZB88.

Referencias bibliográficas

Asensi AO, Küpper FC. 2012. Seasonal periodicity and reproduction of brown algae (Phaeophyceae) at Puerto Deseado (Patagonia). *Botanica Marina*. 55: 217-228

Chopin T, Tacon AG. 2021. Importance of seaweeds and extractive species in global aquaculture production. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture*. 29: 139-148.

Chaillou LL, Nazareno MA. 2006. New method to determine antioxidant activity of polyphenols. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54:8397-8402.

Croce ME, Gauna MC, Fernández C, Poza AM, Parodi ER. 2021. Biology and Ecology of the Benthic Algae, En: Fiori SM, Pratolongo PD. (eds) The Bahía Blanca Estuary, Springer, Cham. Págs. 113-151.

FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma.

Kumar S, Sahoo D, Levine I. 2015. Assessment of nutritional value in a brown seaweed *Sargassum wightii* and their seasonal variations. *Algal Research*. 9: 117-125.

Oyaizu M. 1986. Studies on products of browning reaction antioxidative activities of products of browning reaction prepared from glucosamine. *The Japanese Journal of Nutrition and Dietetics*. 44: 307-315

Pal A,Kamthania MC, Kumar A. 2014. Bioactive compounds and properties of seaweeds—a review. *Open Access Library Journal*. 1: 1-17.

Poza AM, Fernández C, Gauna MC, Parodi ER. 2018. Biochemical properties and culture optimization of *Leathesia marina* (Phaeophyceae). *Algal research*. 33: 379-388.

Poza AM, Fernández C, Latour EA, Raffo MP, Dellatorre FG, Parodi ER, Gauna MC. 2022. Optimization of the rope seeding method and biochemical characterization of the brown seaweed *Asperococcusensiformis*. *Algal Research*. 64: 102668.

Prieto P, Pineda M, Aguilar M. 1999. Spectrophotometric quantitation of antioxidant capacity through the formation of a phosphomolybdenum complex: specific application to the determination of vitamin E. *Analytical Biochemistry*. 269: 337-341.

Singleton VL, Orthofer R, Lamuela-Raventos RM. 1999. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of Folin-Ciocalteu reagent. *Methods Enzymology*. 229:152–178.

Szczepanek M, Siwik-Ziomek A. 2019. P and K accumulation by rapeseed as affected by biostimulants under different NPK and S fertilization doses. *Agronomy*. 9: 477.

Ustyuzhanina NE, Bilan MI, Gerbst AG, Ushakova NA, Tsvetkova EA, Dmitrenok AS, Usov AI, Nifantiev NE. 2016. Anticoagulant and antithrombotic activities of modified xylofucan sulfate from the brown alga *Punctariaplantaginea*. *Carbohydrate Polymers*. 136: 826-833.

Xu N, Fan X, Yan X, Tseng CK. 2004. Screening marine algae from China for their antitumor activities. *Journal of Applied Phycology*. 16: 451-456.

Efectos de una obra hidráulica sobre la vegetación y la topografía de las riberas en el arroyo Las Garzas (Lobos, Bs. As)

Virginia POZZOBON[a], Luciana ROCHA[a,b], Patricia GANTES[a].

[a] Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES). Universidad Nacional de Luján.
[b] Departamento de Ciencias Básicas. Universidad Nacional de Luján.
*Correspondencia a los autores, E-mail: mavippo@gmail.com

Eje temático: Servicios Ecosistémicos

Resumen

En el arroyo Las Garzas (Lobos, Buenos Aires) se realizó entre 2017 y 2018, una obra hidráulica que modificó el cauce y las riberas del curso de agua. El principal objetivo de este trabajo fue evaluar la topografía y la vegetación ribereña después de la intervención. El estudio se llevó a cabo en tres sitios de muestreo: (PA, Puente de Amado; CA, Camino a Carboni y R205, Ruta 205). Se determinó la cobertura total y por grupos biológicos de la vegetación de ribera, se analizó la topografía de las márgenes y se aplicaron dos Índices de Calidad de Riberas y el descriptor Sucesión Espacial de la Vegetación del IHRP que se adaptó a las características de este arroyo (SEVLag). Después de la perturbación la cubierta vegetal se presentó reducida respecto a las superficies analizadas, con ausencia de vegetación acuática y una dominancia de plantas herbáceas. Los Índices de Calidad de Ribera obtuvieron valores bajos y el SEVLag mostró una sucesión espacial de la vegetación mala a regular. Si se analiza por sitios de estudio, PA tenía una cubierta vegetal buena y una mayor calidad de ribera. Por el contrario, R205 obtuvo los valores más bajos por lo que resultó el lugar más afectado por la intervención.

Palabras clave: arroyo pampeano; obra hidráulica; Índices de Calidad de Riberas.

1. Introducción

Las riberas funcionan como zonas de amortiguación pues reducen los ingresos de contaminantes a los arroyos, cumplen la función de filtro, evitan la erosión e intervienen en la estabilización de las márgenes, entre otras funciones (Pettit *et al*., 2001; Giling *et al*., 2014). Para evaluar la calidad de las riberas se han propuesto diversos índices como el Índice de Calidad de Riberas (ICR) (Troitiño *et al*., 2010); el Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP) (Basílico *et al*., 2015) y el Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) (Gómez y Cochero, 2013), entre otros. Las Garzas es un arroyo que vincula las lagunas de Navarro y Lobos (provincia de Buenos Aires). En 2017 se realizó una obra hidráulica de envergadura que modificó el cauce y las márgenes del arroyo. El objetivo principal de este trabajo fue caracterizar la topografía y la vegetación ribereña después de la intervención antrópica en tres sitios de muestreo utilizando índices ecológicos y análisis en el terreno.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El arroyo Las Garzas nace en la laguna de Navarro y constituye el principal afluente de la laguna de Lobos. Posee un curso meandriforme y una extensión de 42 km lineales (Dangavs y Blasi, 1991).

Su caudal depende fundamentalmente de las precipitaciones y del aporte proveniente de la laguna de Navarro. Para este estudio se eligieron tres sitios ubicados dentro del partido de Lobos adoptados por sus condiciones de accesibilidad y relativamente equidistantes entre sí: Sitio 1, Puente de Amado (PA); Sitio 2, Camino Real a Antonio Carboni (CA) y Sitio 3, Ruta Nacional 205 (R205) (Figura 1).

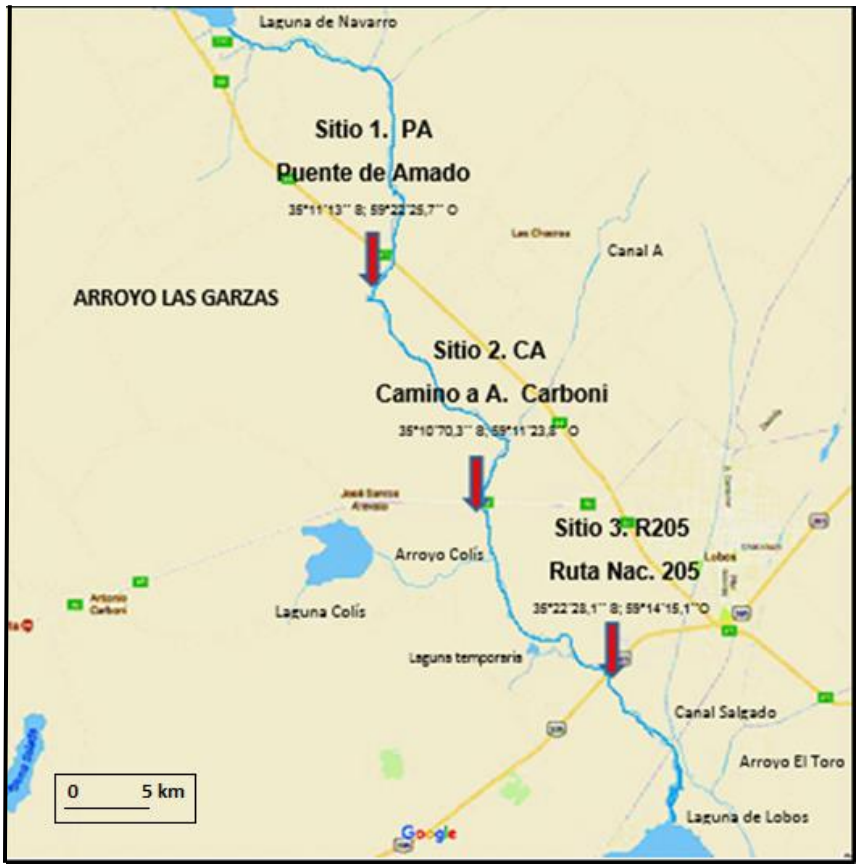


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio en el arroyo Las Garzas (Puente de Amado 35°11'13''S, 59°22'25.7''O; Camino a Carboni 35°10,70.3 S, 55°11´23.8 O; Ruta 205 35°22´28,1" S, 55°14'15,1'' O). Fuente: Google maps (modificado)

Entre noviembre de 2017 y abril de 2018, se realizó una obra hidráulica a lo largo de todo el cauce del arroyo, desde Navarro hasta Lobos, que comprendía acciones de limpieza y rectificación del cauce.

2.2. Muestreos

En cada sitio, se realizó un relevamiento de la vegetación y la topografía de las riberas aplicando el método de las transectas transversales (Platts *et al.*, 1983). En cada margen y sobre una extensión de 55 m de costa, se delimitaron seis transectas perpendiculares al curso de agua, de un 1 m de ancho y 20 m de longitud que poseían siete cuadros de muestreo de 1x2 m separados entre sí por 1 m. En cada cuadro, se estimó la cobertura total, distinguiendo clases de 5% y se identificaron las especies más abundantes. Los taxones fueron asignados a los siguientes grupos biológicos: Hidrófitas; Palustres o Helófitas; Herbáceas, Arbustos y Árboles (Cabrera, 1963-1970; Lahitte y Hurrell, 1996). Para describir la topografía de las márgenes y las riberas se calcularon las pendientes

transversales al cauce mediante un medidor de distancia láser (LDM 150), en todos los cuadros de muestreo. También, en cada transecta se registraron distintas variables asociadas a las riberas que fueron utilizadas en la estimación de distintos Índices de Calidad de Riberas.

2.3. Tratamiento de los datos

En los tres sitios se aplicaron el Índice de Calidad de Riberas (ICR) (Troitiño *et al*., 2010), cuyo máximo valor es de 10 puntos; el Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP) (Basílico *et al*., 2015), con valor máximo de 100 puntos y el Indicador de Sucesión Espacial de la Vegetación (SEVLag adaptado de Gómez y Cochero, 2013), con un valor máximo de 10 puntos.

Para determinar los desniveles en las riberas, se calculó la elevación de acuerdo a la siguiente ecuación (1):

$$(1)\ \textit{Elevación puntual} = ((h_n - h_{n-1}) + (h_n - h_{n+1}) / 2)$$

Siendo: h_n: altura en el cuadro n; h_{n-1}: altura en el cuadro anterior; h_{n+1}: altura en el cuadro siguiente.

3. Resultados y Discusión

La cobertura total de la vegetación fue variable entre sitios. En PA alcanzó un 73%, en CA un 53% y en R205 un 39%. La vegetación fue predominantemente herbácea (63% de los taxones), presentándose las especies palustres en menor proporción (31%); los árboles sólo representaron un 6% y no se halló vegetación acuática. Se registraron 37 taxones, de los cuales se identificaron 24 a nivel de especie, seis a nivel de género, cuatro a nivel de familia y tres no pudieron ser determinados. En el sitio PA el valor de ICR fue mayor (5.47) que en los otros dos sitios (ICR = 4.27 en CA e ICR = 4.37 en R205). El ICRP alcanzó valores intermedios en el sitio PA y el sitio CA (ICRP= 54.4 y 53.1, respectivamente) y un valor menor en el sitio R205 (ICRP = 42.7).

El Indicador de Sucesión Espacial de la Vegetación Las Garzas (SEVLag) propone, desde el agua hacia afuera, el siguiente orden: plantas acuáticas (AC), vegetación palustre (PA), plantas herbáceas (HE) y arbustos y árboles (AB/AR). En el 47% de las transectas estudiadas de los tres sitios se respeta el gradiente de grupos biológicos. El valor más bajo de SEVLag se encontró en el sitio R205 (SEVLag =3) y el más alto en PA (SEVLag =7).

En cuanto al análisis de las pendientes de las riberas el sitio R205 presentó los mayores desniveles que representan diferencias de alturas entre cuadros de muestreo contiguos y que indicarían la presencia de elevaciones o depresiones del terreno producto potencialmente de la intervención en el arroyo.

En el arroyo Las Garzas la obra realizada afectó la abundancia y diversidad de la vegetación acuática y ribereña, si se comparan con los registros obtenidos por Pozzobon *et al*. (2018) antes de la obra, donde un alto porcentaje de las unidades de muestreo presentaban una cobertura entre 76-100 %, mientras que en este estudio ese rango de coberturas sólo se registró en menos de un 30 % de las transectas en ambas márgenes.

La aplicación del SEVLag permitió identificar, principalmente en los sitios CA y R205, alteraciones en la zonación transversal de la vegetación, reflejadas en la disminución de plantas palustres que estarían vinculadas con el aumento en la pendiente de las márgenes, la modificación en la topografía y la reducción de la conectividad lateral (González del Tánago, 2007; Elosegui y Díez, 2009). Las obras realizadas en el arroyo no sólo modificaron severamente la topografía de las riberas. El estudio de las pendientes de las márgenes registró la presencia de cordones de sedimentos que impiden o dificultan los escurrimientos de agua superficiales, subsuperficiales y se limita la conexión entre el arroyo, las riberas y las llanuras de inundación (Elosegui y Díez, 2009; Herrera Grao, 2013; Magdaleno Mas, 2013). La aplicación del ICR y del ICRP permitió valorar las características ambientales de las riberas del arroyo en relación a los efectos de la obra hidráulica.

4. Conclusiones

En el presente estudio se pudo establecer que los efectos de la intervención hidráulica en el arroyo originaron perturbaciones en la topografía de las márgenes y riberas y en la vegetación ribereña. En PA tanto los valores del ICR y el ICRP como del SEVLag fueron altos, con una cubierta vegetal buena y una mayor calidad de ribera. Por el contrario, R205 obtuvo los valores más bajos en el descriptor e índices mencionados, con marcadas variaciones en las alturas del terreno, por lo que representó el lugar más afectado por la intervención. Considerando que el arroyo Las Garzas constituye un espacio natural donde los residentes y turistas realizan actividades de esparcimiento, recreación, pesca y deportes acuáticos, los impactos negativos causados por la obra hidráulica en su cauce y en sus riberas afecta notablemente los servicios ecosistémicos brindados por el arroyo.

Agradecimientos: al Ing. Ricardo Marcangeli, al Dr. Adonis Giorgi, al Prof. Octavio Hladij, al Sr. Antonio Laballós y a la memoria de Mauro Carranza.

Referencias bibliográficas

Basílico G, de Cabo L, Faggi A. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Rev. Museo Argentino de Ciencias Naturales.* Buenos Aires. 17(2):119-134.

Cabrera, A. 1963-1970. Flora de la provincia de Buenos Aires. *Col. Científica INTA* 4 Tomos. Partes 1 a 6. Buenos Aires.

Dangavs N, Blasi, A. 1991. Los fenómenos de transvase e inminente captura en el Arroyo Las Garzas, Lobos, Provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática,* 15:10-11.

Elosegui, A y Díez, J. 2009. La estructura física de los cauces fluviales. *En: Conceptos y técnicas en ecología fluvial.* Elosegui, A. y S. Sabater (Eds.). Fundación BBVA, España. 71-84.

Giling D, Grace M, Thomson J, Nally R, Thompson R. 2014. Effect of Native Vegetation Loss on Stream Ecosystem Processes: Dissolved Organic Matter Composition and Export in Agricultural Landscapes. *Ecosystems,* 17: 82-95.

Gómez N, Cochero J. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral*, 23:18-26.

González del Tánago, M. 2007. Las alteraciones geomorfológicas de los ríos. Estrategia nacional de restauración de ríos. *Mesas de trabajo. Ministerio de Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Madrid*. 102 pp.

Herrera Grao, T. 2013. Manual metodológico de actuaciones de restauración ambiental y uso público en ámbitos fluviales. *MEDIODES, Consultoría ambiental y paisajismo, S.L.* Diputación de Málaga. España.125 p. ISBN: MA-2059-2013

Lahitte H, Hurrel J. 1996. Plantas hidrófilas de la Isla Martín García (Buenos Aires, República Argentina). *Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)*, 236 pp.

Magdaleno Mas F. 2013. Las riberas fluviales. *Rev. Ambienta.* La revista del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 104: 90-101.

Pettit N, Froend R, Davies P,.2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *River Research and Applications,* 17 (3): 201-215.

Platts WS, Megahan WF, Minshall GW. 1983. Methods for Evaluating Stream, Riparian, and Biotic Conditions. *U.S.D.A Forest Service. General Technical Report INT- 138.*70 pp.

Pozzobon MV, Laballós A, Carranza M. 2018. Efectos de una obra hidráulica sobre la calidad ambiental de un arroyo de llanura. 4º Encuentro de Investigadores en Formación de Recursos Hídricos. Inst. Nac. Del Agua.

Troitiño E, Costa M, Ferrari L, Giorgi A. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*. Azul, Buenos Aires, Argentina. 1252-1263.

Vegetación de humedales y su efecto atenuante en la concentración y toxicidad de lambdacialotrina en organismos acuáticos

Jezabel PRIMOST[a*], Morena PANTUCCI SARALEGUI[a], Marina SOLIS[a], Silvia FANELLI[a], Hernán MUGNI[a], Carolina SASAL[b], Carlos BONETTO[a].

[a] Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet. [b] INTA-Estación Experimental Paraná
[*]Correspondencia a los autores, * jezabel.primost@gmail.com

Eje temático: 3. Servicios Ecosistémicos

Resumen

Los humedales permiten la remoción y/o atenuación de gran variedad de contaminantes, lo cual se considera un servicio ecosistémico de alto valor. En la región pampeana, estos ecosistemas están expuestos a recibir cargas de agroquímicos provenientes de la producción agrícola dependiente de estos insumos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de atenuación de las macrófitas *Potamogeton* sp. y *Azolla* sp. en la concentración y en la toxicidad en agua del insecticida lambdacialotrina para organismos característicos de humedales y arroyos de la región pampeana. Se realizaron dos ensayos a escala de microcosmos durante 14 días, con dos tratamientos (A: agua+lambdacialotrina B: agua+vegetación+lambdacialotrina) y un control (C: agua + vegetación). Se determinó la concentración de lambdacialotrina en agua a distintos tiempos de análisis y también en la vegetación al final del ensayo. Para cada ensayo, además, se evaluó la toxicidad en 3 organismos de prueba: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Hyalella curvispina* y *Boana pulchella* a distintos tiempos, durante 96 h, registrando la mortalidad cada 24 h. Los resultados permiten observar un efecto significativo de atenuación debido a la presencia de las macrófitas, tanto en la remoción del piretroide (con una vida media significativamente menor en el tratamiento con vegetación) como en su toxicidad, registrando porcentajes de mortalidad significativamente menores en el tratamiento con vegetación, para las especies *H. curvispina y C. decemmaculatus* (para *B. pulchella* no se observaron efectos letales). Estos resultados sugieren que los humedales deben ser preservados por el efecto atenuador de la toxicidad producida por la actividad agrícola.

Palabras clave: remoción; humedales; lambdacialotrina; ecotoxicología.

1. Introducción

Los humedales proporcionan procesos biofísicoquímicos que permiten la remoción y/o atenuación de una gran variedad de contaminantes, lo que se traduce en servicios ecosistémicos muy valiosos. La vegetación y microorganismos asociados tienen un rol importante en la absorción, adsorción, reducción, mineralización, degradación, volatilización y estabilización de compuestos al fijarlos en sus hojas, raíces y tallos, o al metabolizarlos en la rizosfera para finalmente convertirlos en compuestos menos tóxicos (Wang *et al*., 2014). Muchos humedales de la región pampeana reciben cargas de agroquímicos (principalmente fertilizantes y plaguicidas) provenientes de la producción agrícola dependiente de estos insumos. El uso de plaguicidas en Argentina se incrementó en los últimos años y, particularmente, el uso de piretroides aumentó gradualmente en todo el mundo en reemplazo de los plaguicidas altamente persistentes (Weston y Lydy, 2010). El transporte de estos

compuestos desde el suelo hacia otros compartimentos ambientales y hacia organismos no blanco como anuros (Jiang *et al*., 2019), peces (Dey y Saha, 2014) y crustáceos de agua dulce (Bownik *et al*., 2019) constituye uno de los principales problemas ambientales, generando efectos no deseados tales como pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y contaminación de aguas superficiales y subterráneas (de Souza *et al*., 2020). El presente trabajo tiene como objetivo evaluar, a escala de microcosmos, el efecto de atenuación de las macrófitas *Potamogeton* sp. y *Azolla* sp. en la concentración y en la toxicidad en agua del piretroide lambdacialotrina para el crustáceo *Hyalella curvispina*, el pez *Cnesterodon decemmaculatus* y el anuro *Boana pulchella*, organismos característicos de humedales y arroyos de la región pampeana.

2. Materiales y Métodos

2.1. Ensayos de atenuación (EA):

Se realizaron 2 ensayos (EA1: diciembre-21 y EA2: abril-22) a escala de microcosmos, cada uno con 2 tratamientos y un control, todos por triplicado (9 unidades experimentales), en peceras de vidrio con un área superficial de 0.12 m^2. Tratamiento A: agua + lambdacialotrina; Tratamiento B: agua + macrófitas + lambdacialotrina; Control C: agua + macrófitas. En ambos ensayos se colocaron 30 litros de agua declorinada en cada pecera. En EA1, se sumergieron 200 g de *Potamogeton* sp. (peso húmedo), mientras que en EA2 se cubrió el área de las peceras con *Azolla* sp. con una biomasa aproximada de 100 g (peso húmedo). Las macrófitas fueron aclimatadas en laboratorio durante 2 semanas bajo condiciones controladas (temperatura ambiente, fotoperiodo de 12 h) y se mantuvieron con niveles de nutrientes de 300 ug/L de nitrógeno y 100 ug/L de fósforo. Al inicio de cada ensayo, en los tratamientos A y B, se aplicó formulado Karate® (lambdacialotrina 25%, SYNGENTA AGRO S.A.) con el fin de alcanzar una concentración nominal = 10 y 20 ug/l para EA1 y EA2 respectivamente, y se tomaron muestras de agua a 1 h; 1; 4; 7 y 14 días posteriores, en todas las peceras para determinar la concentración del insecticida. Además se determinó dicha concentración en la vegetación al final del ensayo (t = 14 d). Tanto las muestras de agua como de vegetación fueron extraídas con diclorometano, en este último caso previamente se secaron a temperatura ambiente, se trituraron y se pesaron 20 g. Posteriormente se realizó clean up con columnas de Florisil. Todos los extractos evaporados se diluyeron en hexano y fueron analizados mediante cromatografía gaseosa con detección de captura electrónica (CG-DCE), con columna HP-5, 15m, 0.53 mm DI, carrier N2, detector 320 ºC, rampa 190-250 ºC. La identificación y cuantificación se realizó con un patrón de lambdacialotrina de alta pureza (Accustandard, Inc). El límite de detección fue de 0.002 µg/L.

2.2. Ensayos de toxicidad

De cada unidad experimental de los ensayos de atenuación EA1 y EA2 se realizaron pruebas de toxicidad, exponiendo a distintos tiempos los 3 organismos seleccionados al agua de dichos ensayos. Los organismos fueron colectados previamente en el arroyo Tubichaminí (no impactado por actividad agrícola, ubicado en las cercanías de la ciudad de La Plata) y luego, aclimatados en condiciones de laboratorio. Para los ensayos de toxicidad se siguieron protocolos estandarizados (USEPA 2002), se expusieron 10 organismos a muestras de agua de los tratamientos A, B y Control y a un control de agua declorinada (C0), todo por triplicado, durante 96 h, registrando la mortalidad cada 24 h (Tabla I). Los ensayos fueron estáticos, sin alimentación y con fotoperiodo natural.

	Ensayo de toxicidad en EA1	**Ensayo de toxicidad para EA2**		
Organismo	*C. decemmaculatus*	*H. curvispina*	*C. decemmaculatus*	*B. pulchela*
Estadío	adultos	adultos	adultos	adultos
Tamaño	15 ± 2 mm	± 840 µm	15 ± 2 mm	estadío 25 de Gosner
V del medio	1000 ml	100 ml	1000 ml	1000 ml
Tiempos de análisis	1h, 7 y 14 días	1 h, 4 y 9 días	1h, 4, 7 y 14 días	1h, 4, 7 y 14 días

Tabla I. Característica de los ensayos de toxicidad realizados con el agua de cada unidad experimental de los ensayos de atenuación EA1 y EA2

2.3. Análisis estadístico

Tanto el efecto de atenuación de la concentración como el efecto de toxicidad sobre los organismos de prueba, se evaluaron mediante la prueba de Análisis de la Varianza (ANOVA). En los casos que no se cumplieron los supuestos se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Las curvas de remoción fueron graficadas mediante ajustes logarítmicos.

3. Resultados y Discusión

3.1. Ensayos de atenuación

En ambos ensayos y tratamientos, las concentraciones de lambdacialotrina disminuyeron considerablemente en el primer día, y continuaron disminuyendo hasta el día 14 donde se observaron remociones mayores a 95% (figura 1). Las concentraciones fueron significativamente menores en el tratamiento B (con vegetación) que en A (sin vegetación) para los tiempos 1, 4 y 7 días ($p<0.05$), mientras que no se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos a 1 h y 14 d. En el tratamiento B, se observó una disminución de la concentración mayor al 90% a partir del día 4, mientras que en A fue posterior al día 7. La vida media del compuesto en EA1 fue de 0.8 y 0.2 d para A y B respectivamente y de 0.98 y 0.3 d para EA2. En concordancia con los resultados obtenidos, estudios previos han reportado la capacidad de especies de macrófitas típicas de humedales

para atenuar concentraciones de lambdacialotrina (Bouldin *et al*., 2006; Mahabali y Spanoghe, 2014).

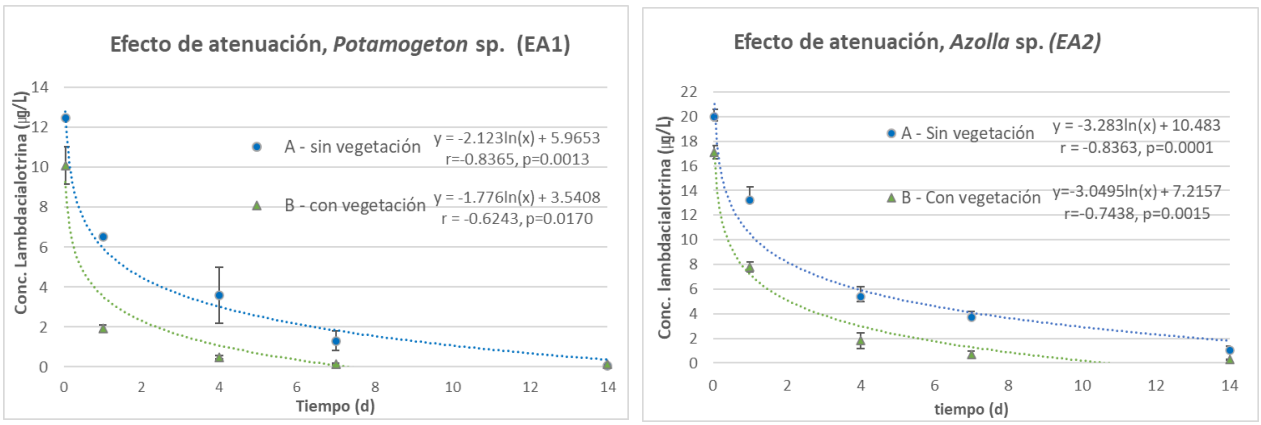


Figura 1. Efecto de atenuación de las macrófitas*Potamogeton* sp. y *Azolla* sp. sobre la concentración de lambdacialotrina

Por otra parte, en el presente trabajo se hallaron concentraciones en la vegetación de 60.7 ± 25.7 y 75.7 ± 39.2 ug/100 g planta (peso húmedo) para *Potamogeton* sp. y *Azolla* sp. respectivamente, demostrando la función de la vegetación en la retención de este compuesto. Si bien, no se hallaron diferencias significativas entre la concentración de las dos macrófitas ($p<0.05$), los resultados sugieren que *Potamogeton* sp. presenta mayor capacidad de atenuación. *Potamogeton* sp. presenta mayor superficie de contacto con el agua por estar sumergida en cambio *Azolla* sp., al ser flotante, presenta sólo las raíces en contacto con el agua, lo que podría explicar estos resultados.

3.2. Ensayos de toxicidad

3.2.1. Ensayo de toxicidad en EA1

En el primer ensayo (t= 1 h), se registró una elevada mortalidad de ***C. decemmaculatus***(77-95.2%) sin observarse diferencias significativas entre los tratamientos con y sin vegetación. A los 7 días la mortalidad fue significativamente mayor (83%) en el tratamiento sin vegetación que en el tratamiento con *Potamogeton* sp.(37%) ($p<0.05$).A t = 14 d la mortalidad fue baja, sin registrar diferencias significativas entre los tratamientos y el control (42-20%).

3.2.2. Ensayo de toxicidad en EA2

Hyalella curvispina: A1 h, 4 y 7 d se registró 100% de mortalidad a las 48 h en los tratamientos A y B. En el día 9 la mortalidad fue significativamente mayor en el tratamiento A (100%) que en B (77%) ($p<0.05$). *Cnesterodon decemmaculatus:*en el primer ensayo de toxicidad se registró 100% de mortalidad a las 48 h en los tratamientos A y B. En los días 4, 7 y 14 la mortalidad fue significativamente mayor en el tratamiento A (100, 60 y 55% respectivamente) que en B (30, 6.7 y 3.4% respectivamente) ($p<0.05$).*Boana pulchella:* No se observó mortalidad significativa

en los ensayos de toxicidad realizados en los días 0, 4 y 7 (p=0.619; 0.074; 0.207 respectivamente) y no se observó mortalidad en el día 14. No obstante, se observaron efectos subletales causados por el insecticida: natación errática y flexión lateral de la cola. Tales efectos se registraron en A y B en los tres primeros ensayos de toxicidad, desde la primera lectura (24 h) hasta el final de la exposición (96 h), y cesaron en B para t = 14 d. De acuerdo con estos resultados, se observa el efecto de atenuación en la toxicidad para el tratamiento con vegetación, disminuyendo la mortalidad para *H. curvispina y C. decemmaculatus,* que resultaron ser más sensibles al contaminante que *B. pulchella*.

4. Conclusiones

Las especies *Potamogeton* sp. y *Azolla* sp., representativas de la vegetación de los humedales pampeanos, disminuyen la concentración de lambdacialotrina y su toxicidad en el agua superficial. El piretroide tiene una baja persistencia en agua, con una vida media menor a 1 día. Este trabajo permite dimensionar el efecto sobre organismos acuáticos de un pulso de llegada de lambdacialotrina vía difusa por escurrimiento desde los cultivos adyacentes o de forma puntual por descarga de altas concentraciones a cursos de agua superficial. Basados en esta evidencia se concluye que los humedales riparios deben ser preservados por el servicio ecosistémico que brindan en relación a su efecto atenuador en la concentración y toxicidad.

Agradecimientos: a la Dra. Marina Arias. A los proyectos PICT 2016-2560 e INTA PD039

Referencias bibliográficas

Bouldin JL, Farris JL, Moore MT, Smith S Jr, Cooper CM. 2006. Hydroponic uptake of atrazine and lambda-cyhalothrin in Juncus effusus and Ludwigia peploides. Chemosphere.

Bownik A, Kowalczyk M, Bańczerowski J. 2019. Lambda-cyhalothrin affects swimming activity and physiological responses of Daphnia magna. Chemosphere, 216, 805-811.

de Souza RM, Seibert D, Quesada HB, de Jesus Bassetti F, Fagundes-Klen MR, Bergamasco R. 2020. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. Process Saf Environ, 135:22-37.

Dey C, Saha SK. 2014. A Comparative Study on The Acute Toxicity Bioassay of Dimethoate andLambda-cyhalothrin and Effects on Thyroid Hormones of Freshwater Teleost Fish Labeo rohita (Hamilton). In J Environ Res 8(4): 1085-1092.

Jiang L, Chen A, Niu F, Zhang Y. 2019. Antioxidant vitamin E protects embryos of Xenopus tropicalis against lambda-cyhalothrin induced embryotoxicity. Environ Sci Pollut Res 26: 21629-21640.

Mahabali S, Spanoghe P. 2014. Mitigation of Two Insecticides by Wetland Plants: Feasibility Study for the Treatment of Agricultural Runoff in Suriname (South America). Water Air Soil Pollut 225, 1771.

USEPA. 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms, Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water (EPA-821-R-02-012).

Wang C, Zheng S, Wang P y Qian J. 2014. Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. Journal of Hydrodynamics, Ser B 26(4):497-511

Weston DP, Lydy MJ. 2010. Urban and agricultural sources of pyrethroid insecticides to the Sacramento-San Joaquin Delta of California. Environ Sci Technol 44:1833–1840

Variación temporal de las poblaciones de un alga agarofita del estuario de Bahía Blanca

M. Emilia CROCE[ab*], Carolina FERNÁNDEZ[cb], Ailen M. POZA[b], M. Cecilia GAUNA[ab], Marcelo VILLAR[de] y Elisa R. PARODI[ab]

[a] Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires
[b] Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca, CONICET- Bahía Blanca, Buenos Aires
[c] Centro de Emprendedorismo y Desarrollo Territorial Sostenible, Universidad Provincial del Sudoeste - Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires
[d] Planta Piloto de Ingeniería Química, CONICET-Ba. Bca, Buenos Aires
[e] Depto. de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: ecroce@criba.edu.ar

Eje temático: Servicios Ecosistémicos

Resumen

En este trabajo se presentan resultados parciales de un estudio integrador sobre las poblaciones del alga agarofita *Gelidium* del estuario de Bahía Blanca. Se estimó la variación temporal de la abundancia de *Gelidium* a lo largo de ocho meses y se realizaron extracciones de agar. Se observó una mayor biomasa de *Gelidium* en los meses de mayor temperatura a pesar de los altos niveles de salinidad. El agar extraído tuvo un rendimiento de 17 % y sus características químicas fueron similares a las de agares comerciales. Dado que se trata de una macroalga perenne, con gran tolerancia a las variaciones de temperatura y salinidad, *Gelidium* constituye un recurso oceánico de importancia ecológica y económica para la región.

Palabras clave: agar; biomasa; estuario de Bahía Blanca; FT-IR; *Gelidium*; rendimiento

1. Introducción

Gelidium es un alga roja de crecimiento modular, formada por ejes erguidos muy ramificados y estolones adheridos al sustrato. Debido a esta configuración morfológica, estas algas forman matas compactas que atrapan material particulado y proveen de hábitat a los invertebrados bentónicos (Prathep *et al*., 2003). Las poblaciones de *Gelidium* pueden brindar servicios ecosistémicos, como por ejemplo mejorar la calidad del agua, proveer bioproductos y preservar la biodiversidad (Kim *et al*., 2017).

Las algas Gelidiales son utilizadas para producir agar, un polisacárido con aplicación en medicina y en industria alimenticia (Melo, 1998). *Gelidium* en particular, es la principal fuente de agar bacteriológico por su gran fuerza de gel y el bajo contenido de grupos $SO^{4=}$.

En el estuario de Bahía Blanca existen poblaciones de *Gelidium* que se reproducen todo el año (Croce *et al.,* 2021). Si bien tienen potencial de uso para la obtención de agar, su aprovechamiento sostenible depende fundamentalmente de las características ecológicas de las poblaciones y de la capacidad de rendimiento de las algas.

Los resultados presentados en este trabajo forman parte de un estudio integrador que se encuentra en desarrollo, sobre las poblaciones de *Gelidium* del estuario de Bahía Blanca con el fin de evaluar la potencialidad de utilización de estas macroalgas para la producción de agar. Los objetivos fueron: 1) determinar la variación de la abundancia de *Gelidium* en un período de ocho meses abarcando diferentes estaciones del año, y 2) evaluar características del agar que producen y estimar el rendimiento de extracción.

2. Materiales y Métodos

2.1. Obtención de muestras

Las algas se recolectaron mensualmente, entre noviembre de 2021 y julio de 2022, en los afloramientos de sedimento consolidado de la zona intermareal en Villa del Mar, Coronel Rosales (38° S; 62° O). La recolección se realizó con parcelas de 5 cm de diámetro ubicadas aleatoriamente en zonas con cobertura de *Gelidium* de 100% (n=9). Se midió la temperatura y la salinidad del agua con una sonda HANNA HI98194.

2.2. Estimación de abundancia

Las algas se lavaron y se registraron valores de peso húmedo escurrido (PH), luego se dejaron secar al aire y se registraron valores de peso seco (PS). Se realizó un análisis de regresión lineal entre el PH y el PS, y se analizó la variación temporal de la biomasa en PS cm^{-2} mediante ANOVA y comparaciones de medias con el índice de Tuckey.

2.3. Extracción y caracterización de agar

Se molieron 4 g de las algas secas y se hidrataron 1 h en agua destilada. La extracción de agar se realizó en agua destilada a 85 °C ± 5 °C durante 1 h (20 mL agua por gramo de alga). El extracto se filtró con una malla de nylon de 225 µm, se dejó gelificar a temperatura ambiente y se congeló a -20 °C durante 24 h. El agar gelificado se obtuvo por descongelamiento del extracto luego de liberar el agua de sinéresis, se dejó secar al aire y luego se pesó. El rendimiento de extracción se calculó a partir del PS del alga utilizada y del PS del agar extraído. La composición y los grupos substituyentes del agar de *Gelidium* y de dos agares comerciales, uno de grado alimenticio (AGA) y otro de grado bacteriológico (AGB), se evaluaron por espectroscopía infrarroja en un FT-IR (Nicolet Nexus, USA). El análisis se realizó con pellets elaborados con 1 mg de agar y 99 mg de KBr.

3. Resultados y Discusión

3.1. Abundancia de *Gelidium*

La regresión entre el PH y PS tuvo un R^2 de 0.84 ($p<<0.01$; Figura 1). El porcentaje promedio de materia seca de *Gelidium* fue 28 %, un valor relativamente alto considerando que para las macroalgas puede variar entre 6 y 32 % (McDermid y Stuercke, 2003).

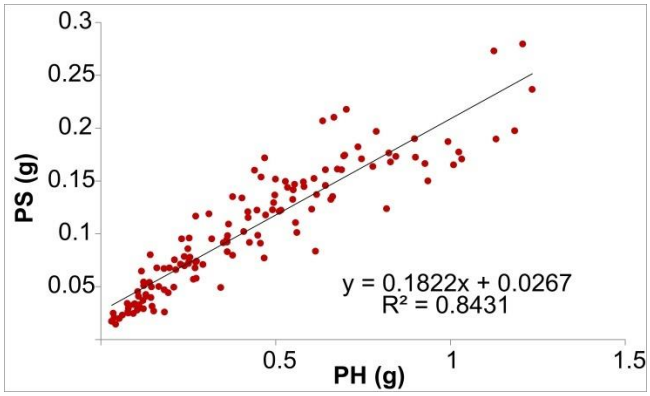


Figura 1. Regresión lineal entre el peso húmedo (PH) y el peso seco (PS) de *Gelidium*

La biomasa fue significativamente diferente entre los meses junio-noviembre, junio-diciembre y junio-febrero (Figura 2; F=3.5; p=0.002). Si bien el estudio no abarcó todos los meses del invierno y primavera, estos resultados muestran una tendencia de crecimiento de la población en los meses cálidos y una disminución del crecimiento hacia el otoño y el invierno. Esta tendencia es esperable ya que las especies de *Gelidium* están mejor adaptadas a vivir en ambientes templado-cálidos (Mc Hugh, 1991), y además coincide con resultados obtenidos en ensayos de cultivo, que demostraron que esta especie crece más rápidamente a temperaturas cercanas a 20 °C (Koller *et al*., 2019).

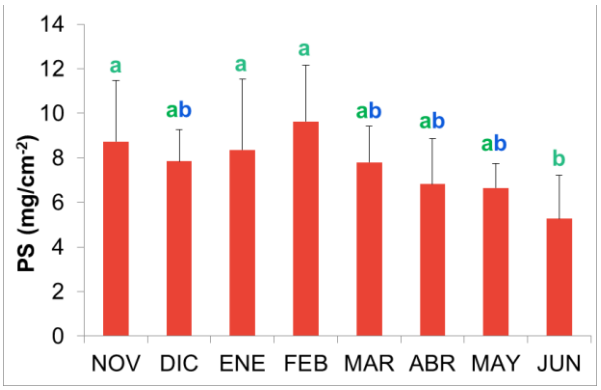


Figura 2. Variación temporal de la biomasa seca de *Gelidium*. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los meses

La salinidad fue superior a 37 durante todo el periodo estudiado (Tabla I) y alcanzó un valor máximo de 42 en marzo, lo cual sugiere que la especie en estudio es tolerante a niveles de salinidad muy altos.

	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN
Temperatura (°C)	15.8	22.5	20.4	24.9	23.2	14.3	10.4	9.1
Salinidad	37.8	38.5	39.2	40.3	42.3	39.9	37.6	37.2

Tabla I. Valores de salinidad y temperatura del agua de mar, registrados en los meses estudiados

3.2. Rendimiento y características del agar

El rendimiento de agar obtenido fue de 17%. Si bien fue menor a los valores reportados para otras especies de Gelidiales (20-30 %), es posible incrementar el rendimiento implementando métodos de extracción más eficientes (Freile-Pelegrín *et al.,* 1999). El espectro obtenido del

agar de *Gelidium* mostró las bandas distintivas de los polisacáridos de tipo agaranos además de una gran similitud con los agares comerciales (Figura 3, Tabla II). La baja intensidad de las bandas 1 y 2, correspondientes a la substitución con grupos $SO^{4=}$ y la ausencia de bandas en 1240 cm^{-1} y en la región 800–890 cm^{-1} indican que el agar de *Gelidium* presenta un bajo grado de sulfatación, lo cual es favorable para la producción de agar de grado bacteriológico (Imeson, 2010). Además, la banda 6 evidenció la presencia de β-L-galactosa no sulfatada. La presencia de 3,6-anhidrogalactosa fue evidenciada en todos los agares por las bandas 3 a 6 que representan las uniones glicosídicas y las vibraciones de C-O-C de la 3,6-anhidro-D-galactosa (Pomin y Mourão 2008). Las bandas 7, 8 y 9 son características de los polisacáridos de tipo agar.

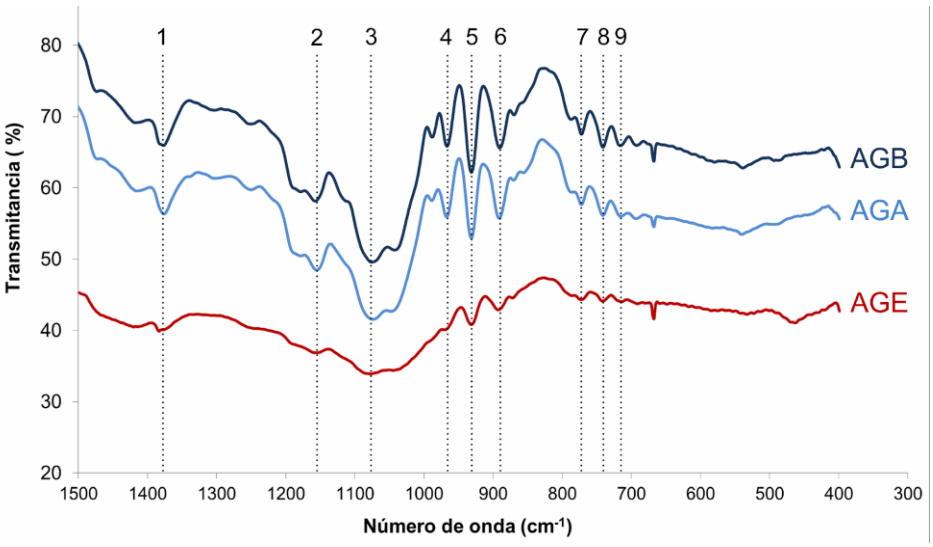


Figura 3. Espectros FT-IR del agar de *Gelidium* (AGE) y de los agares comerciales de grado alimenticio (AGA) y de grado bacteriológico (AGB)

	Número de onda (cm^{-1})		
Banda	AGE	AGA	AGB
1	1383	1376	1377
2	1154	1155	1157
3	1077	1074	1075
4	-	967	966
5	931	931	931
6	892	891	890
7	772	772	772
8	741	741	741
9	714	715	716

Tabla II. Bandas características de los espectros FT-IR del agar de *Gelidium* (AGE) y de los agares comerciales de grado alimenticio (AGA) y de grado bacteriológico (AGB)

4. Conclusiones

El alga roja *Gelidium* forma poblaciones perennes en las costas del estuario de Bahía Blanca, que toleran altos niveles de salinidad y desarrollan una mayor biomasa en los meses de

mayores temperaturas. El agar que produce esta especie tiene características deseables para la producción de agar de calidad bacteriológica.

Agradecimientos: este trabajo fue financiado por el Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica de la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación a través del PICT-2019-04106.

Referencias bibliográficas

Croce ME, Gauna MC, Fernández C, Parodi ER. 2021. Biology and ecology of the benthic algae. En: Pratolongo P, Fiori SM (eds.) *The Bahía Blanca Estuary: Ecology and biodiversity*. Ed. Springer Nature. Págs. Cham. 113-151 pp.

Freile-Pelegrín Y, Robledo D, Serviere-Zaragoza E. 1999. *Gelidiumrobustum* agar: quality characteristics from exploited beds and seasonality from an unexploited bed at Southern Baja California, Mexico. *Hydrobiologia*. 398/399:501–507.

Kim JK, Yarish C, Hwang EK, Park M, Kim Y. 2017. Seaweed aquaculture: cultivation technologies, challenges and its ecosystem services. *Algae*. 32: 1-13.

Koller L, Croce ME, Tonicelli G, Parodi ER. 2019. Crecimiento de *Gelidium* en cultivo *in vitro*. *XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar*. Mar del Plata. 52 págs.

McDermid KJ, Stuercke B. 2003. Nutritional composition of edible Hawaiian seaweeds. *Journal of Applied Phycology*. 15: 513–524.

McHugh DJ. 1991. Worldwide distribution of commercial resources of seaweeds including *Gelidium*. *Hydrobiologia.* 221, 19–29.

Melo RA. 1998. *Gelidium* commercial exploitation: natural resources and cultivation. *Journal of Applied Phycology*. 10: 303-314.

Pomin VH, Mourão PAS. 2008. Structure, biology, evolution, and medical importance of sulfated fucans and galactans. *Glycobiology.* 18: 1016-1027.

Prathep A, Marrs RH, Norton TA. 2003. Spatial and temporal variations in sediment accumulation in an algal turf and their impact on associated fauna. *Marine Biology*. 142: 381-390.

Eje 4

Biodiversidad



Fotografía de Ana M. Martínez. Arroyo El Divisorio. Provincia de Buenos Aires.

Estado de las invasiones de moluscos exóticos en ríos y arroyos pampeanos en el SO Bonaerense

M. Emilia SEUFFERT[a,b], NicolásE. TAMBURI[a,c],Silvana BURELA[a,b], Lucía SAVEANU[a,b], Mara A. MALDONADO[a,b,], Enzo MANARA[a,b], Rocío AMONDARAIN[a,b], Fernanda M. GUROVICH[b], María J. TIECHER[b]y Pablo R. MARTÍN[a,b*]

[a]INBIOSUR (CONICET-UNS), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina
[b] Laboratorio de Ecología, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
[c]Departamento de Matemática, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: pablorafaelmartin@gmail.com

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

Las invasiones biológicas representan una amenaza para la biodiversidad y los moluscos dulciacuícolas constituyen un grupo con gran potencial de impactos. Nuestro objetivo es analizar la distribución y abundanciade dos especies de moluscos exóticas establecidas en el SO Bonaerense, la almeja *Corbiculafluminea* y el caracol *Physella acuta*. Se realizaron muestreos en 2018, 2020 y 2022 en los cinco cursos de agua dulce principales del SO Bonaerense (Chasicó, Sauce Chico, Napostá Grande, Napostá Chico y Sauce Grande), recolectando moluscos en sustratosblandos, duros y vegetación. Para cada muestra se identificaron las especies presentes y se estimó la abundancia de *P. acuta* relativa a caracoles nativos y la de *C. fluminea* relativa a bivalvos nativos. La abundancia de *P. acuta* varió desde 0 a 100% y se encontró en los tres sustratos. Las especies de caracoles nativas registradas fueron: *Chilina parchappii*, *Heleobia parchappii*, *Biomphalaria peregrina* y *Uncancylus concentricus*. Los bivalvos nativos registrados son dos especies de Sphaeriidae. *P. acuta* fue registrada en todos los stitios excepto en uno, donde no se halló ninguna especie de molusco y luego del muestreo en 2018 se encontró seco. *Corbiculafluminea* fue registrada solo en tres sitios, donde su abundancia fue del 100%; en ocho de los 20 sitios no se registraron bivalvos. Las especies más abundantes de caracoles fueron *C. parchapii, H. parchappii* y *P. acuta*; las restantes tuvieron baja abundancia y se registraron en pocos sitios. Si bien es factible la dispersión dentro de ríos y arroyos, estas cuencas no poseen conexión entre sí, por lo cual las especies exóticas probablemente hayan sido introducidas independientemente, de modo intencional como carnada viva, o accidental,asociadas a plantas acuáticas o vehículos. Estos muestreos ponen de manifiesto la ubicuidad de los moluscos exóticos en el SO Bonaerense y la importancia de continuar monitoreando su distribución.

Palabras clave: caracoles; almejas; distribución; abundancia; biodiversidad.

1. Introducción

Las invasiones biológicas representan una gran amenaza para la biodiversidad (Pyšek *et al*., 2020) y los moluscos dulciacuícolas en particular constituyen un grupo con gran potencial de impactos ecosistémicos y socioeconómicos (Strayer, 2010).Los caracoles dulciacuícolas son uno de los grupos más amenazados a nivel global y entre sus principales amenazas se cuentan otros caracoles invasores. En Argentina se han detectado cinco especies exóticas de caracoles dulciacuícolas (Ovando y Cuezzo, 2012) y dos o tres de bivalvos (Martín y Tiecher, 2009). En los cursos de agua del sudoeste Bonaerense se detectaron cuatroespecies de moluscos exóticos de origen extracontinental: la almeja *Corbiculafluminea* y los caracoles *Physella acuta,*

Pseudosuccinea columella y Melanoides tuberculata, aunque estos dos últimos parecen no haberse establecido en forma permanente (Martín *et al*., 2019; Seuffert *et al*., en prensa); también se ha registrado a *Pomacea canaliculata*, originaria de la Cuenca del Plata (Seuffert y Martín, 2021). El objetivo del presente trabajo es analizar la abundancia y distribución de las especies de moluscos exóticas más ampliamente establecidas respecto de las especies nativas en el SO Bonaerense.

2. Materiales y Métodos

Durante el verano (febrero-marzo) de los años 2018, 2020 y 2022 se muestrearon los cinco cursos de agua dulce principales del SO Bonaerense (Figura 1), que corren en sentido S-SO desde el sistema de Ventania hacia el mar: arroyo Chasicó (CH), arroyo Sauce Chico (SC), arroyo Napostá Grande (NG), arroyo Napostá Chico (NC) y río Sauce Grande (SG). En cada cuerpo de agua se seleccionaron cuatro sitios distribuidos desde la naciente a la desembocadura, de acuerdo a la posibilidad de acceso por rutas y caminos vecinales. En cada sitio se recolectaron muestras de moluscos dulciacuícolas en tres tipos de sustrato: vegetación, utilizando redes de mano de 1 mm de abertura de malla, sustratos blandos, con tamices de 1 mm, y sustratos duros, por tanteo y observación directa. En los tres casos se registró la cantidad de pasadas de malla y de tamiz y el número de rocas (unidades muestrales). Las muestras fueron fijadas *in situ* con alcohol 96° y llevadas al laboratorio, donde fueron analizadas bajo lupa binocular. Para cada muestra se identificaron las distintas especies presentes y se contó el número total de individuos. La abundancia de cada especie se calculó como: número total de individuos/número de unidades muestrales (ind./u.m.). Para los tres sutratos de cada sitio se estimó,la abundancia del caracol *Physella acuta*relativa a la abundancia de las especies de caracoles nativos (% Physella) y la abundancia de la almeja *Corbiculafluminea* relativa a la abundancia de bivalvos nativos (% Corbicula).

3. Resultados y Discusión

La abundancia relativa de *Physella* respecto de los caracoles nativos varió desde 0 a 100%, con valores promedio de 44%, 32% y 31% en la vegetacion, sustrato duro y sustrato blando, respectivamente. Esta especiefue registrada en todos los stitios de muestreo excepto en NC4, donde no se encontró ninguna especie de molusco en 2018 y se encontró seco en 2020 y 2022 (Figura 1a). Las especies de caracoles nativas registradas fueron: *Chilina parchappii*, *Heleobia parchappii*, *Biomphalaria peregrina* y *Uncancylus concentricus*; *C. parchappi* fue encontrada mayormente en sustratos duros, *H. parchappi* en sustratos blandos, mientras que *B. peregrina* y *U. concentricus* fueron muy poco abundantes (Figura 2a). No se encontraron en las muestras ejemplares de *M. tuberculata, P. columella y P. canaliculata*.

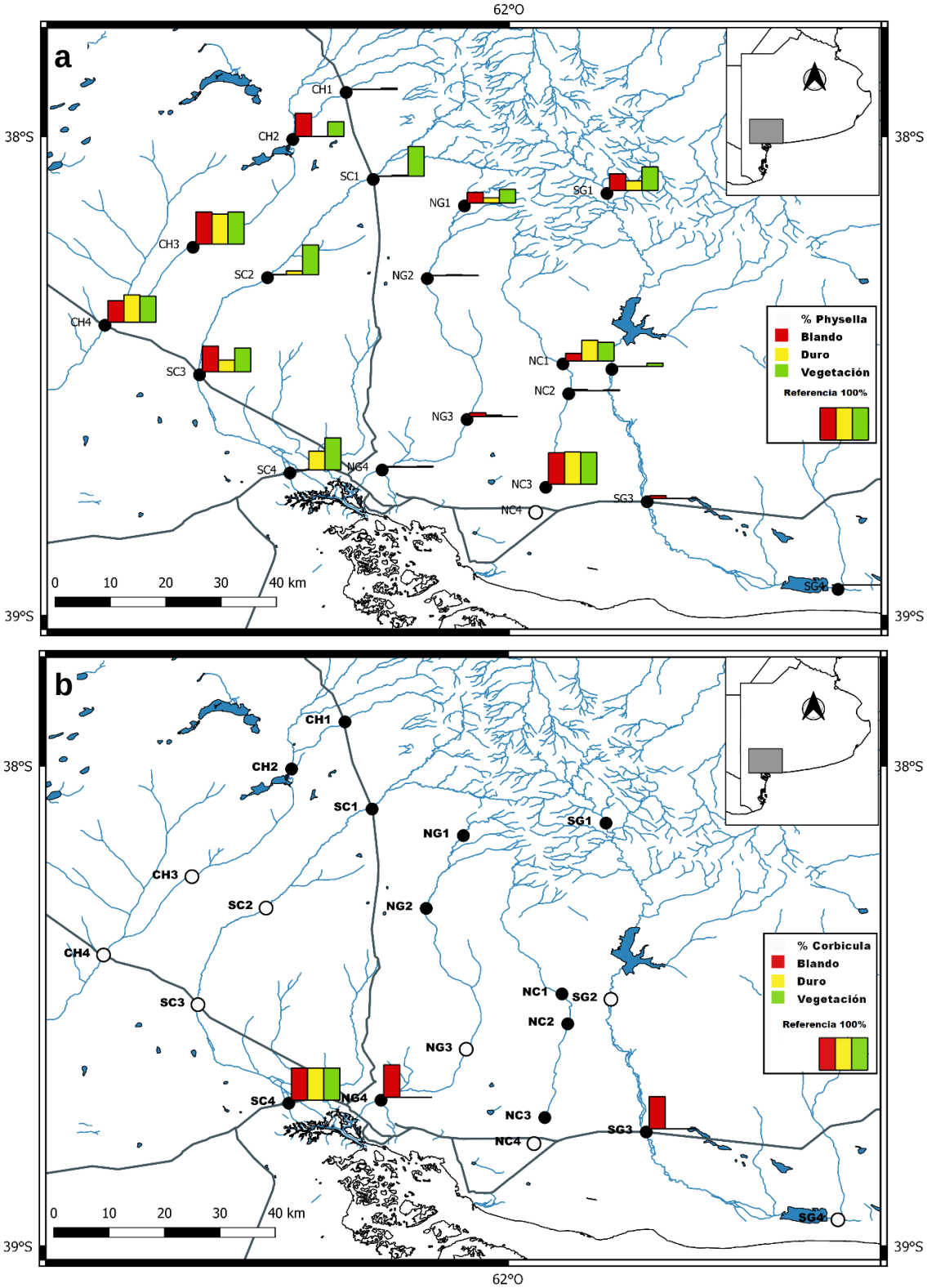


Figura 1. a) Abundancia del caracol exótico *Physella acuta* en relación a especies nativas de caracoles en ríos y arroyos pampeanos del SO Bonaerense. **b)** Abundancia de la almeja exótica *Corbicula fluminea* en relación a especies nativas de bivalvos. CH: arroyo Chasicó, SC: arroyo Sauce Chico,NG: arroyo Napostá Grande, NC: arroyo Napostá Chico y SG: río Sauce Grande. En los sitios indicados con blanco no se halló ninguna especie de molusco; las líneas grises representan las Rutas Nacionales (fuentes: www.datos.gob.ar/dataset/transporte-rutas-nacionales; www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG).

Corbicula fluminea fue registrada en tres sitios, donde fue la única especie de bivalvo presente; en ocho de los 20 sitios muestreados (40%) no se registró ninguna especie de bivalvo (Figura 1b). Los bivalvos nativos registrados pertenecen a dos especies de microbivalvos de la familia Sphaeriidae (*Pisidium sp*.y *Eupera sp*.) y se encontraron asociados principalmente a sustratos blandos y vegetación (Figura 2b).

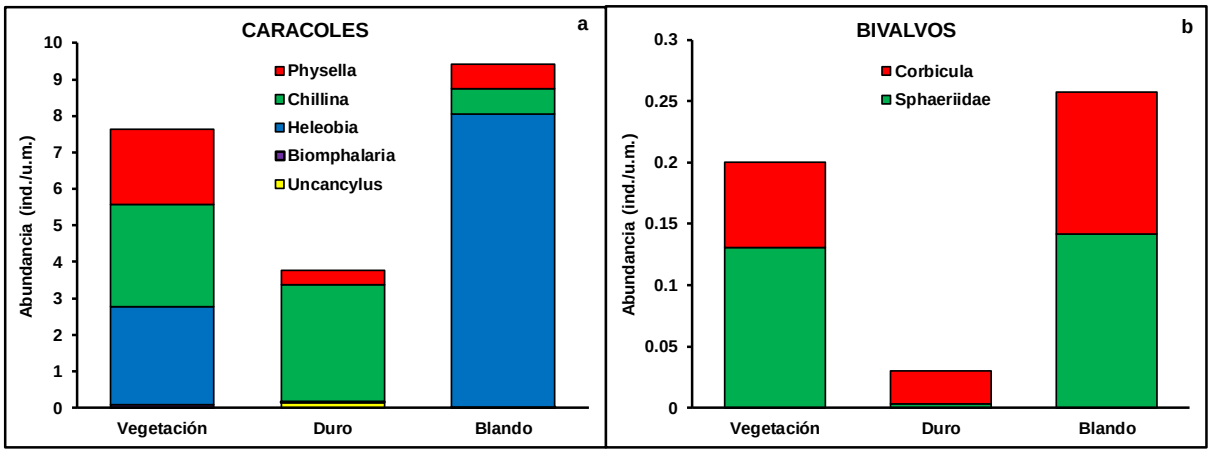


Figura 2. a) Abundancias (ind./u.m.) de las especies de caracoles **(a)** y de bivalvos **(b)** estimadas para los distintos tipos de sustrato (vegetación, sustrato duro y sustrato blando) a partir de las muestras tomadas en los años 2018, 2020 y 2022 en los 20 sitios de muestreo de los ríos y arroyos pampeanos del SO Bonaerense.

4. Conclusiones

Las especies más abundantes de caracoles fueron las nativas *Chilina parchapii* y *Heleobia parchappii*y la exótica *Physella acuta*; las restantes tuvieron baja abundancia y se registraron en pocos sitios. En los sustratos duros la especie dominante fue *C. parchapii*, mientras que en los blandos fue *H. parchappii*; la vegetación presentó una abundancia similiar de las tres especies dominantes.La especie de almeja exótica *C. fluminea* se registró en tres sitios que poseen fácil acceso por ubicarse en el cruce con una ruta nacional y en general son visitados por pescadores, que pueden haber servido como transporte al utilizarlas como carnada viva (Martín y Tiecher, 2009).*P. acuta* se ha convertido en una especie cosmopolita y se encuentra ampliamente establecida en el SO Bonaerense; uno de los medios de introducción más probables en esta región es asociada al comercio y tranporte plantas acuáticas (Darrigran *et al*., 2020; Martín *et al*., 2019). Si bien es factible la dispersión dentro de los distintos ríos y arroyos del SO Bonaerense, estas cuencas no poseen conexión natural entre sí, razón por la cual las especies exóticas probablemente hayan sido introducidas independientemente en distintas oportunidades, de modo intencional o accidental,aunque no puede descartarse el transporte accidental en vehículos todo-terreno (Banha *et al*, 2014). Estos muestreos ponen de manifiesto la ubicuidad de los moluscos exóticos en los ríos y arroyos pampeanos del SO Bonaerense, y la importancia de continuar monitoreando su distribución, en especial en el caso de *C. flumineay* los tres caracoles que todavía no parecen haberse dispersado desde los sitios de introducción.

Agradecimientos: PIP 11220170100236CO CONICET,PGI 24/B232 UNS, PICT-2018-02094ANPCyT y PIO CONICET-UNS 2016-2020.

Referencias bibliográficas

Banha F, Marques M, Anastácio PM. 2014. Dispersal of two freshwater invasive macroinvertebrates, *Procambarusclarkii* and *Physella acuta*, by off-road vehicles. *Aquatic Conservation*: *Marine and Freshwater Ecosystems,* 24:582-591.

Darrigran G, Agudo-Padrón I, Baez P, et al. 2020. Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions.* 22:853-871.

Martín PR yTiecher MJ. 2009. Hallazgo de la almeja invasora *Corbiculafluminea* en el río Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Bio Scriba*. 2:115-120.

Martín PR, Seuffert ME, Burela S, Tamburi NE, Saveanu L, Tiecher MJ, Maldonado M, Gurovich F, Manara E. 2019. Moluscos invasores en cursos de agua del Sudoeste Bonaerense (Argentina) y sus probabilidades de establecimiento y expansión. En: Albouy R, Avena M, Díaz MS, Parodi E y Piccolo MC (eds./comp.) *Actas de las Jornadas del Agua del Sudoeste Bonaerense: JASOB 2019.* EdiUNS. Bahía Blanca. Págs. 145-148.

Ovando XMC, Cuezzo MG. 2012. Discovery of an established population of a nonnative species of Viviparidae (Caenogastropoda) in Argentina. *Molluscan Research*. 32:121-131.

Pyšek P, Hulme PE, Simberloff D, Bacher S, Blackburn TM, Carlton JT, Dawson W, Essl F, Foxcroft LC, Genovesi P, Jeschke JM, Kühn I, Liebhold AM, Mandrak NE, Meyerson LA, Pauchard A, Pergl J, Roy HE, Seebens H, van Kleunen M, Vilà M, Wingfield MJ, Richardson DM. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*. 95:1511-1534.

Seuffert ME, Martín PR. 2021. Exceeding its own limits: range expansion in Argentina of the globally invasive apple snail *Pomacea canaliculata*. *Hydrobiologia*. 848:385-401.

Seuffert ME, Tamburi NE, Saveanu L, Maldonado MA, Manara E, Gurovich FM, Tiecher MJ, Burela S, Martín PR. En prensa. Established but not spreading: the tropical invasive snail *Melanoides tuberculata* in a geothermally warmed channel in temperate Southern Pampas.*Annals of the Brazilian Academy of Sciences*.

Strayer DL. 2010. Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*. 55:152-174.

Especies nativas y exóticas de Plantaginaceae y familias relacionadas en la cuenca del Arroyo del Azul

Juan M. GOYENETCHE[a*] y Rosa L. SCARAMUZZINO[a]

[a] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
[*] E-mail: juang@azul.faa.unicen.edu.ar

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

Varias especies de la familia Plantaginaceae y de otras familias del orden Lamiales como Lamiaceae, Phrymaceae y Orobanchaceae, habitan ambientes acuáticos. En este trabajo, se recopilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en diversos sitios de la cuenca del Arroyo del Azul, que comprende ambientes serranos y de llanura en el centro de la provincia de Buenos Aires. Los ejemplares coleccionados se encuentran depositados en el Herbario FAA (Facultad de Agronomía - UNCPBA). Se registraron 11 especies, se analizó su distribución geográfica en la provincia fitogeográfica Pampeana, y se comprobó que para 3 especies no estaban consignados el sistema de Tandilia y las llanuras adyacentes dentro de su rango de distribución. Asimismo, se observó la morfología externa de sus unidades de dispersión, especialmente el episperma, y se la relacionó con sus mecanismos de dispersión. Es probable la hidrocoria para 7 especies.

Palabras clave: lamiales; plantaginaceae; herbáceas; arroyo del Azul.

1. Introducción

Plantaginaceae, Lamiaceae, Orobanchaceae y Phrymaceae son familias de plantas vasculares de distribución cosmopolita (Blasco Conesa, 2017; Flora Argentina, 2022) pertenecientes al orden Lamiales, que incluyen varias especies asociadas a ambientes acuáticos y sitios muy húmedos, tanto en áreas serranas como de llanura, en la provincia de Buenos Aires (Cabrera, 1965).

La cuenca del Arroyo del Azul (36° 09' - 37° 19' S; 58° 51' - 60° 10' O) comprende esta diversidad de ambientes acuáticos (Figura 1A) en los que se encuentran asociadas numerosas especies vegetales, entre ellas, representantes del orden Lamiales. El sector sur es un ambiente serrano perteneciente al Sistema de Tandilia que se corresponde con el área de cabecera de la cuenca. En la zona norte, la topografía es sumamente llana; éste último sector pertenece a la Pampa Deprimida (Entraigas y Vercelli, 2013).

Los objetivos de este trabajo son: 1) dar a conocer novedades sobre la distribución geográfica de algunas especies de la familia Plantaginaceae y otras familias pertenecientes al orden Lamiales, asociadas a ambientes acuáticos de la cuenca del Arroyo del Azul, y 2) relacionar características de sus semillas con los mecanismos de dispersión.

2. Materiales y Métodos

A partir del catálogo del Herbario FAA (Facultad de Agronomía - UNCPBA), se recopilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en diversos ambientes de la cuenca

del Arroyo del Azul, tanto en el sector serrano como en la llanura, correspondientes a Plantaginaceae y a otras familias relacionadas pertenecientes al orden Lamiales. Se verificó su identidad y se actualizó la nomenclatura (Cabrera, 1965; Flora Argentina, 2022). Se elaboró un inventario de las especies presentes (Tabla I), donde se consignaron los ambientes de la cuenca en que fueron encontrados, su *status* (nativa o exótica) y la distribución geográfica conocida según Flora Argentina (2022), Flora de la Provincia de Buenos Aires (Cabrera, 1965) y bases de datos (GBIF, 2022; Tropicos, 2022). Asimismo, se observaron las características morfológicas de sus unidades de dispersión mediante microscopio estereoscópico, se describieron (Tabla II) según Stearn (1995) y bibliografía de las familias estudiadas (Falcao Ichaso, 1978; Canne, 1979; Juan *et al.*, 1994; 2000; Martín Mosquero *et al.*, 2003; 2004), y se las relacionó con sus mecanismos de dispersión.

3. Resultados y Discusión

3.1. *Status* y distribución

Se registraron 11 especies de las familias Plantaginaceae, Lamiaceae, Orobanchae y Phrymaceae asociadas a ecosistemas acuáticos en la cuenca del Arroyo del Azul (Tabla I).

Especie	Familia	*Status*	Ubicación en cuenca del Arroyo Azul			Registros previos para Sistema de Tandilia	Registros previos para Pampa Deprimida
			Cuenca alta	Cuenca media	Cuenca baja		
Bacopa monnieri (L.) Wettst.	Plantaginaceae	Nativa	Orillas de arroyo serrano	-	Cubeta de llanura	-	Gral. Belgrano
Gratiola peruviana L.	Plantaginaceae	Nativa	Pajonal	-	Asociado a *Sagittaria* sp.	Tandil	Tapalqué, Rauch
Limosella australis R. Br.	Plantaginaceae	Nativa	Naciente de arroyo serrano	-	Cubeta de llanura	Balcarce	Gral. Lavalle
Plantago australis Lam.	Plantaginaceae	Nativa	Orillas de arroyo serrano	Orillas del Arroyo Azul, en tramo urbano	-	Tandil, Balcarce	-
Stemodia lanceolata Benth.	Plantaginaceae	Nativa	Pajonal	-	-	-	-
Veronica anagallis-aquatica L.	Plantaginaceae	Exótica	Naciente de arroyo serrano y pajonal	Orillas del Arroyo Azul, en tramo rural y urbano	-	-	-
Mentha pulegium L.	Lamiaceae	Exótica	Ladera y pajonal, orillas de arroyo	Orillas del Arroyo Azul	Pastizal y cubeta	Balcarce, Gral. Pueyrredón	Azul, Ayacucho, Gral. Belgrano, Saladillo
Prunella vulgaris L.	Lamiaceae	Exótica	Orillas de arroyo, pajonal	Orillas del Arroyo Azul	-	Tandil, Balcarce, Gral. Pueyrredón	Gral. Guido, Ayacucho
Scutellaria racemosa Pers.	Lamiaceae	Nativa	Sitios muy húmedos	-	Pajonal	Balcarce	Tapalqué, Ayacucho, Azul

Agalinis communis (Cham. & Schltdl.) D'Arcy	Orobanchaceae	Nativa	Pajonal	Pastizal	Pajonal y peladar	Azul, Tandil, Balcarce	Dolores, Gral. Belgrano, Saladillo, Gral. Alvear
Erythranthe glabrata (Kunth) Nash	Phrymaceae	Nativa	Dentro y en orillas de cursos de agua, pajonal	-	.-	-	-

Tabla I. Especies asociadas a ecosistemas acuáticos de las familias Plantaginaceae, Lamiaceae, Orobanchae y Phrymaceae en la cuenca del Arroyo del Azul. Status, distribución en el área de estudio y presencia en Sistema de Tandilia y Pampa Deprimida

3.2. Características de las unidades de dispersión

Especie	Fruto	Unidad de dispersión
Stemodia lanceolata Benth. (Plantaginaceae)	Cápsula septicida-loculicida	Semilla cilindroide,0.4-0.5 mm long. x 0.2-0.3 mm lat., episperma con gránulos dispuestos en filas longitudinales
Veronica anagallis-aquatica L. (Plantaginaceae)	Cápsula septicida-loculicida	Semilla de contorno elíptico y sección transversal plano-convexa, 0.3-0.7 mm long.x 0.3-0.5 mm lat., episperma reticulado en microscopio electrónico
Limosella australis R. Br. (Plantaginaceae)	Cápsula septicida-loculicida	Semilla elipsoide, 0.3-0.4 mm long.x 0.1-0.2 mm lat., episperma reticulado, con costillas longitudinales
Gratiola peruviana L. (Plantaginaceae)	Cápsula septicida-loculicida	Semilla cuadrangular, 0.5-0.7 mm long. x 0.2-0.3 mm lat., episperma reticulado
Bacopa monnieri (L.) Pennell (Plantaginaceae)	Cápsula septicida-loculicida	Semilla elipsoidea, 0.5-0.6 mm long. x 0.2-0.3 mm lat., episperma reticulado
Plantago australis Lam. (Plantaginaceae)	Pixidio	Semilla elipsoide, de 1.2-2.5 mm long., foveolada, con la cara placental casi plana
Prunella vulgaris L. (Lamiaceae)	Compuesto de 4 clusas	Núcula obovada, superficie lisa con con bandas longitudinales mucilaginosas; hilo cárpico, en apículo blanquecino
Mentha pulegium L. (Lamiaceae)	Compuesto de 4 clusas o núculas	Núcula de contorno longitudinal obovado, 0.7 mm long.x 0.5 mm lat., superficie aparentemente granulosa en microscopio estereoscópico, levemente reticulada en microscopio electrónico
Scutellaria racemosa Pers. (Lamiaceae)	Compuesto de 4 clusas o núculas	Núcula globosa o subglobosa, 0.9-1 mm long. x 0.8-1 mm lat., superficie tuberculada
Agalinis communis (Cham. & Schltdl.) D'Arcy (Orobanchaceae)	Cápsula loculicida	Semilla elipsoide, aplanada; 1.8-2 mm long. x 1-1.1 mm lat., episperma reticulado-inflado, con polígonos de escasa profundidad
Erythranthe glabrata (Kunth) Nash (Phrymaceae)	Cápsula loculicida	Semilla cilíndrica, 0.4-0.5 mm long. x 0.3 mm lat., con fosetas longitudinales

Tabla II. Características de las unidades de dispersión de las especies de las familias Plantaginaceae, Lamiaceae, Orobanchae y Phrymaceae en la cuenca del Arroyo del Azul.

Las especies de las familias Plantaginaceae, Orobanchaceae y Phrymaceae poseen frutos dehiscentes, en su mayoría cápsulas con numerosas semillas, por lo que la dispersión se produce por la oscilación de las ramas que sostienen a los frutos debido a la lluvia, los animales o el viento (Juan *et al.*, 2000); y posteriormente pueden intervenir otros factores. De las especies analizadas, 5 presentaron episperma reticulado, característica que ha sido relacionada con la dispersión por agua (hidrocoria) debido a que tiene la capacidad de atrapar aire y así incrementar la flotabilidad (Elisens y Spencer Tomb, 1983; Juan *et al.*, 2000). Las semillas de *Plantago australis* presentan episperma foveolado (con pequeñas depresiones), este tipo también ha sido relacionado con la flotabilidad para otras especies de la familia (Elisens y Spencer Tomb, 1983). *Agalinis communis* (Figura 1B) también posee un episperma

reticulado (Figura 1C), pero separado del endosperma, que ha sido comparado con una "bolsa transparente" y llena de aire, denominado reticulado-inflado (Falcao Ichaso, 1978), por lo que es probable que estas semillas también puedan flotar y así las plántulas establecerse en sitios húmedos. Sin embargo, por tratarse de una especie hemiparásita (Canne, 1979), su establecimiento dependerá de la presencia de hospederos. En *Erythrantheglabrata* se observaron semillas cilíndricas con fosetas. Para otra especie de la familia Phrymaceae, se ha estudiado su reproducción vegetativa y la flotabilidad de las semillas (Truscott *et al.*, 2006); se debería comprobar si en *E. glabrata* los resultados son similares.

La especie europea *Veronica anagallis-aquatica* presenta episperma con reticulado diminuto, visible con microscopio electrónico (Juan *et al*., 1994). Se la ha considerado como especie anfibia, con diferencias morfoanatómicas en hojas y tallos emergidos y sumergidos (Torres Boeger y Poulson, 2003), por lo que sería deseable un estudio más profundo de esta especie, que además fue calificada como restringida y de control obligatorio en la lista de especies exóticas invasoras de Argentina (Resolución 109/2021, Anexo 1). En cuanto a las restantes especies exóticas halladas en el área de estudio, corresponden a la familia Lamiaceae y han sido clasificadas como especies de uso controlado (Resolución 109/2021, Anexo 1). Las unidades de dispersión de esta familia son núculas o clusas indehiscentes, uniseminadas. No se observa una relación clara con la hidrocoria, solo *Mentha pulegium* presenta la superficie del pericarpio levemente reticulada (Martín Mosquero *et al.*, 2003). En *Prunella vulgaris* (Figura 1D), la presencia de mucílago sobre la superficie favorecería la dispersión a larga distancia gracias a la epizoocoria (Martín Mosquero *et al.*, 2004), es decir, por adherencia a la superficie de animales.



Figura 1. A. Curso de agua serrano. **B.** *Agalinis communis*. **C.** Semilla de *A. communis*. **D.** Núculas de *Prunella vulgaris*. Fuente: colección de fotografías del Herbario FAA.

4. Conclusiones

De las 11 especies registradas, 8 son nativas y 3 exóticas. Tres especies no estaban citadas para el Sistema de Tandilia ni para la Pampa Deprimida, una estaba registrada solo para

Tandilia y otra solo para la Pampa Deprimida. En algunos casos, si bien existen citas para algún sector del Sistema de Tandilia, resultaron ser novedades para el centro de la provincia de Buenos Aires. Entre las exóticas, se destaca la presencia de *Veronica anagallis-aquatica*, considerada especie de control obligatorio en Argentina.

Analizar en forma exploratoria la flora acuática de estas familias, a partir de las colecciones del herbario FAA, permitió determinar dos especies exclusivas del área serrana (*Stemodia lanceolata*y *Erythranthe glabrata*) y dos presentes en toda la cuenca del Arroyo del Azul (*Agalinis communis* y *Mentha pulegium*), mientras que no se hallaron especies exclusivas de zonas de llanura según los registros analizados. Además, permitió inferir algunos mecanismos de dispersión, en especial la hidrocoria, como también plantear futuras líneas de investigación para algunas especies.

Referencias bibliográficas

Cabrera AL. 1965. *Flora de la provincia de Buenos Aires* (Tomo 4, Parte 5a). Ed. INTA, Colección Científica. Buenos Aires, Argentina. 434 págs.

Canne JM. 1979. A light and scanning electron microscope study of seed morphology in Agalinis (Scrophulariaceae) and its taxonomic significance.*Systematic Botany.* 4: 281-296.

Blasco Conesa MP. 2017. *Interés taxonómico de los caracteres micromorfológicos en el género Chaenorhinum (DC.) Rchb. (Plantaginaceae)*. Tesis Doctoral, Universitat de València, España.

Elisens WJ, Spencer Tomb A. 1983. Seed morphology in New World Antirrhineae (Scrophulariaceae): Systematic and phylogenetic implications. *Plant Syst. Evol*. 142: 23-47.

Entraigas I, Vercelli N (eds.). 2013. *Los paisajes de la cuenca del arroyo del Azul*. Ed. Martin. Mar del Plata, Argentina. 123 págs.

Falcao Ichaso CL. 1978. Tipos de sementes encontradas nas Scrophulariaceae. *Rodrigués*ia 45:335-344.

Flora Argentina. 2022. www.floraargentina.edu.ar [Acceso: 26 de julio de 2022].

GBIF.org. 2022. Global Biodiversity Information Facility. Disponible en: https://www.gbif.org [Acceso: 26 de julio de 2022].

Juan R, Pastor J, Fernandez I. 1994. Seed morphology in *Veronica* L. (Scrophulariaceae) from south-west Spain. *Botanical Journal of the Linnean Society.*115: 133-143.

Juan R, Pastor J, Fernandez I. 2000. SEM and Light Microscope observations on fruit and seeds in Scrophulariaceae from Southwest Spain and their Systematic significance. *Annals of Botany*. 86: 323-338.

Martín Mosquero MA, Pastor J, Juan R. 2003. Contribución al estudio morfológico y anatómico en núculas de *Mentha* L. y *Preslia* Opiz (Lamiaceae) de la Península Ibérica. *Acta Botanica Malacitana.* 28: 59-71.

Martín Mosquero MA, Juan R, Pastor J. 2004. Observaciones micromorfológicas y anatómicas en núculas de *Prunella* L. y *Cleonia* L. (Lamiaceae) del suroeste de España. *Acta Botanica Malacitana.* 29: 203-214.

Resolución 109/2021. Anexo 1: Lista de especies exoticas invasoras, potencialmente invasoras y criptogénicas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Disponible en: https://www.boletinoficial.gob.ar/detalleAviso/primera/242964/20210414.

Stearn WT. 1995. *Botanical Latin*. Portland, Estados Unidos. 546 págs.

Torres Boeger MR, Poulson ME. 2003. Morphological adaptations and photosynthetic rates of amphibious *Veronica anagallis-aquatica* L. (Scrophulariaceae) under different flow regimes. *Aquatic Botany.* 75:123-135.

Tropicos.org. 2022. Missouri Botanical Garden. Disponible en: https://tropicos.org [Acceso: 26 de julio de 2022].

Truscott, AM, Soulsby C, Palmer SCF, Newell L y Hulme PE. 2006. The dispersal characteristics of the invasive plant *Mimulus guttatus* and the ecological significance of increased occurrence of high- flow events. *Journal of Ecology.* 94: 1080-1091.

Revisión y actualización de la composición del ensamble de peces dulceacuícolas del Río de la Plata

Tomás Maiztegui [a*], Ariel Hernán Paracampo[a], Jorge Liotta[b], Eva Cabanellas[a], Carlos Bonetto[a] y Darío César Colautti[a]

[a]Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, CONICET, Universidad Nacional de La Plata (ILPLA), Boulevard 120 y 62, CP 1900 - CC712, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[b] Museo de Ciencias Naturales "P. A. Scasso", San Nicolás, Buenos Aires. Dirección de Pesca Continental, Ministerio de Agroindustria, C1107AQA Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
*Correspondencia a los autores, E-mail: maiztegui@ilpla.edu.ar

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

El conocimiento de los ensambles de peces del sector dulceacuícola del Río de la Plata (RdlP) es escaso y limitado a compilaciones de peces realizadas en los últimos dos siglos. Debido a que esos trabajos no han sido revisados o validados mediante muestreos de campo la información resulta incierta y desactualizada. Se realizó una revisión bibliográfica de las especies mencionadas para el área, y a partir de un análisis individual, se consideró el número de veces que fue citada para el área. Además, se efectuaron relevamientos de campo propios con el fin de obtener nuevos registros para el área. Así, se propuso una categorización con el objeto no solo de actualizar la lista de especies para el área sino también para definir el grado de relevancia de cada una en la composición del ensamble. De las 210 especies citadas en la bibliografía, la categorización mostró 48 no reconfirmadas, 13 ausentes, 5 sinónimos y 3 exóticas no establecidas,29soportadas por la literatura,107 confirmadas y 1 exótica establecida. Los resultados sugieren que el ensamble de peces actualmente se constituye de 141 especies, incluyendo 4 nuevos registros provenientes de nuestro trabajo de campo. Estos resultados proporcionan información relevante, actualizada y tipificada sobre los componentes del ensamble del sector dulceacuícola del RdlP.

Palabras clave: Ictiofauna; neotrópico; riqueza; biodiversidad; conservación

1. Introducción

El Río de la Plata (RdlP) es el colector de la Cuenca del Plata que ictiológicamente es de las más diversas del continente (Reis *et al*., 2016). Recopilaciones bibliográficas registran alrededor 170 especies de peces dulceacuícolas en el RdlP (Nion, 1998; López *et al*., 2003). Al analizar estos inventarios se detecta que mucha de la información surge dela replicación de datos antiguos, principalmente extraídos de Ringuelet *et al.* (1967). Actualmente, revisiones de la ictiofauna de Argentina y de Uruguay reportan que varias especies han sido sinonimizadas o no están presentes (Litz y Koerber, 2014; Mirande y Koerber, 2020) y la validez de los registros de dichas recopilaciones bibliográficas no ha sido actualizadas.

El RdlP dulceacuícola está sujeto a la contaminación debido a los grandes centros urbanos e industriales ubicados en su costa (FREPLATA, 2004), amenazando la biodiversidad de peces de este ecosistema. Por lo tanto, la actualización de la composición y tipificación de las

especies de peces mencionadas para el área proporcionará la base para evaluar cambios o y contar con elementos para conocer su estado de conservación.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El sistema RdlP está dividido en dos zonas principales (Figura 1): la zona fluvial (< 5 Unidades Prácticas de Salinidad: PSU) y la zona estuarial (> 5 PSU) (Guerrero *et al*., 1997). La zona fluvial es poco profunda (< 5 m) y sus principales afluentes son los ríos Paraná y Uruguay (Guerrero *et al*., 1997). El área de estudio comprendió el tramo del RdlP desde aguas abajo del Delta del Paraná y aguas abajo de Punta Gorda en el río Uruguay hasta la línea imaginaria que va desde La Balandra (Argentina) hasta Juan Lacaze (Uruguay) en orillas opuestas (Figura 1).

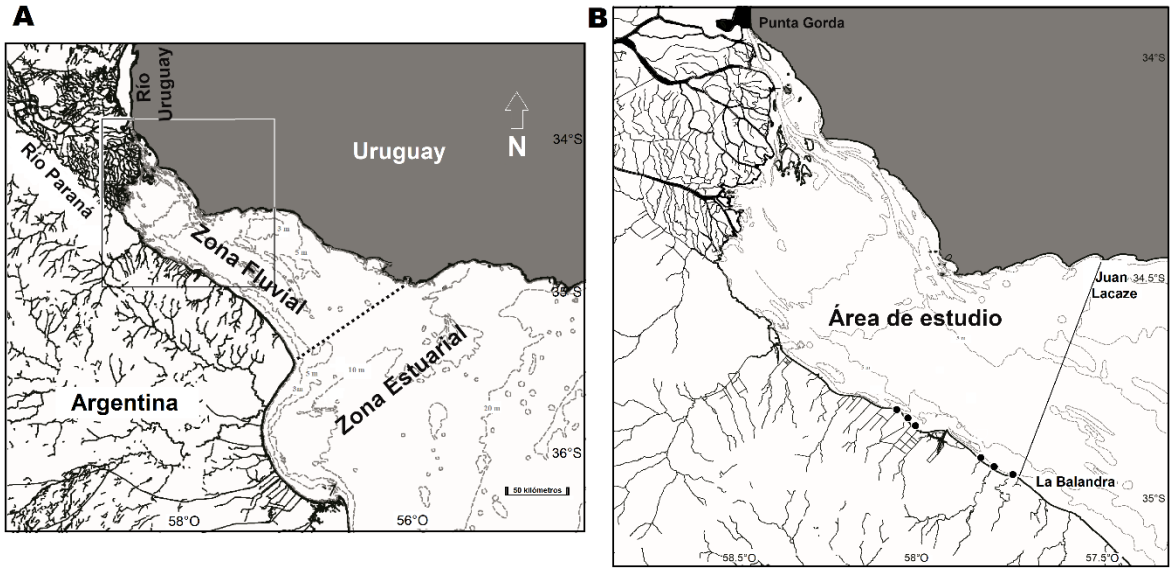


Figura 1. División del Río de la Plata (RdlP), en una zona fluvial y una zona estuarina (A), mostrando los sitios muestreados (círculos negros) y los límites del área del RdlP dulceacuícola (B).

2.2. Revisión de la composición de especies y tipificación

A partir de literatura científica y de un trabajo de campo consistente en muestreos estacionales exhaustivos durante un año, se enumeraron las especies mencionadas y capturadas en la zona de estudio. Luego, dicha lista fue revisada a través de la base de datos de peces continentales de Argentina (Liotta, 2020). Además, se realizó una búsqueda exhaustiva de especies colectadas en la zona de estudio con diferentes motores de búsqueda online (Web of Science y Google Scholar), utilizando el nombre científico de la especie y Río de la Plata (*i.e.*, *Prochilodus lineatus* Río de la Plata). Se obtuvieron alrededor de 1000 documentos, de los cuales se revisaron los títulos, resúmenes y, en muchos casos, el texto completo. Como resultado se obtuvieron 119 estudios con trabajo de campo efectivo y ubicación de captura fehaciente dentro del área de estudio. Asimismo, con el fin de actualizar

la lista de especies obtenida, y en busca de posibles nuevos registros, se efectuaron relevamientos de campo en la zona de estudio.

A cada especie se le calculó el número de registros (N°Reg) en el área; a esta cifra añadimos las colectas de campo de este trabajo como un registro más. Para resolver la replicación de datos antiguos, los taxones con un único registro con fecha de colecta anterior a Ringuelet *et al.* (1967) o más antigua, y las especies sin primer registro rastreable fueron considerados como "no confirmadas". La revisión incluyó el análisis de las últimas listas de peces continentales de Argentina (Mirande y Koerber, 2020) y Uruguay (Koerber y Litz, 2014). Las especies mencionadas para el área, pero no incluidas en estas listas, se categorizaron como "ausentes" y los sinónimos *junior* como "sinónimos". Las especies restantes, citadas para Argentina y Uruguay dentro del área de estudio, se categorizaron en base a la ausencia o existencia de ejemplares en colecciones ictiológicas como "soportadas por literatura" o "confirmadas", respectivamente. Las especies no nativas se agruparon como "exóticas establecidas" y "exóticas no establecidas". Por último, las especies colectadas en nuestros relevamientos y que representaron la primera colecta en la zona se categorizaron como "nuevos registros".

Las especies categorizadas como "no confirmadas", "ausentes", "sinónimos" y "exóticas no establecidas" fueron excluidas como componentes del ensamble actual; mientras que las categorías "apoyadas por la literatura", "confirmadas", "especies exóticas establecidas" y "nuevos registros", fueron consideradas como el ensamble actual de peces de la zona de estudio.Finalmente, para las especies consideradas componentes actuales se analizó la distribución de frecuencias de especies por N°R, discriminando por categorías.

3. Resultados y Discusión

Se mencionaron 210 especies para el área que se categorizaron como 48 "no confirmadas", 13 "ausentes", 5 "sinónimos" y 3 "especies exóticas no establecidas", 29 "apoyadas por la literatura", 107 "confirmadas", 4 "nuevos registros" y 1 "exótica establecida". El alto número de especies "no confirmadas" justifica en buena medida el trabajo realizado y la necesidad de incrementar las investigaciones a efectos de alcanzar una categorización más precisa de estas especies. Las especies "ausentes" y "sinónimos" corresponden a identificaciones erróneas; mientras que las especies "exóticas no establecidas" representaron colectas aisladas que se debieron al escape de ejemplares de instalaciones de acuicultura. Las categorías restantes alcanzaron 141 especies que se proponen como integrantes del ensamble de peces actual, reduciendo el número de especies recopiladas anteriormente (Nion, 1998; López *et al.*, 2003). Este resultado evidencia que la riqueza de especies en la zona ha sido sobreestimada por los inventarios previos debido a la replicación de metadatos antiguos. Las especies "apoyadas por la literatura" podrían representar identificaciones erróneas o taxones que migran excepcionalmente departes más altas de la cuenca pero que

no se establecen. En cualquier caso, la falta de número de voucher hace imposible confirmar su presencia, mientras que las especies "confirmadas" sin duda están presentes en el área de estudio. Los "nuevos registros" obtenidos sumado al gran número de especies "no confirmadas" demuestran la necesidad de incrementar los relevamientos en la zona para clarificar la lista de componentes del ensamble y poder determinar una categoría definitiva a estos grupos. Sólo se documentó una especie exótica establecida para el área, la cual posee una amplia distribución en nuestro país (Maiztegui *et al*., 2016).

La distribución de frecuencias de especies por N°Reg (Figura 2), mostró que la mitad de las especies presentó 3 registros o menos, y que la mitad restante fue registrada entre 4 y 32 veces. Este resultado proporciona una idea sobre qué especies son más o menos frecuentes como componentes del ensamble de peces. Asimismo, esta información podría utilizarse como punto de partida para monitorear y desarrollar criterios para la gestión, manejo y la conservación de las especies de peces neotropicales en su límite de distribución más meridional.

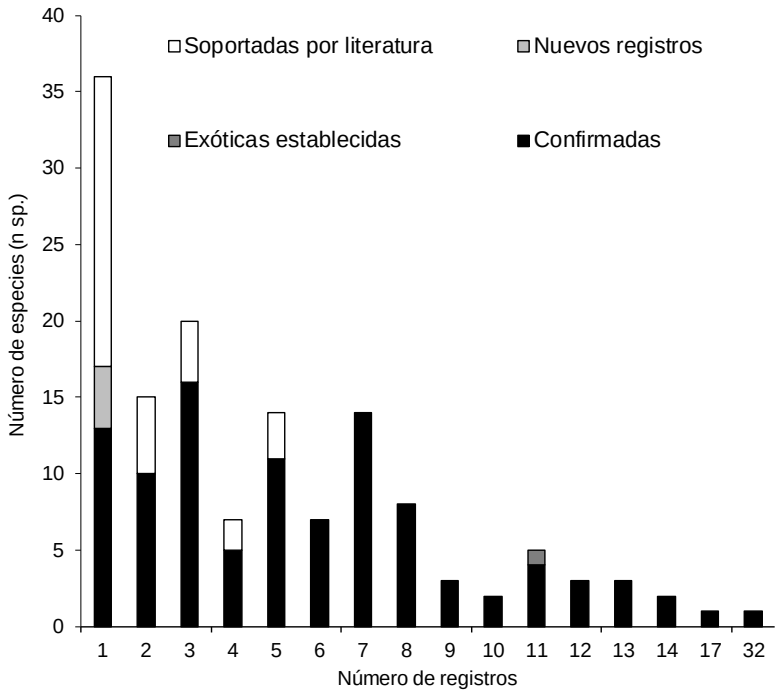


Figura 2. Número de registros por especie, discriminando por categorías, con el número de especies respectivo.

4. Conclusiones

El estudio realizado demuestra: A- la necesidad de realizar actualizaciones de listas de especies basadas en minuciosos análisis bibliográficos apoyados por trabajo de campo para generar líneas de base que posibiliten realizar análisis de biodiversidad conservación y manejo más precisos. B- Que el ensamble de peces dulceacuícolas actual del RdlP estaría representado por 141 especies. C- Que el N°Reg por especie, mostró que la mitad de los

taxones presentó 3 registros o menos, y que la mitad restante fue registrada entre 4 y 32 veces. Cabe remarcar que se observa un sesgo en el N°Reg asociado a la relevancia pesquera de las especies.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer a Roberto Jensen (ILPLA) por su asistencia en la recolección de datos y en las operaciones de campo.

Referencias bibliográficas

Guerrero RA, Acha, EM, Framiñan MB, Lasta CA. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research.* 17(7):727-42.

Liotta J.2020. Geographical distribution database of freshwater fishes from Argentina.*Freshwater Metadata Journal*. 47:1-5.

Litz TO, Koerber S. 2014. Check list of the freshwater fishes of Uruguay (CLOFF-UY). *Ichthyol Contrib Peces Criollos*. 28:1-40.

López HL, Miquelarena AM y Menni RC. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. *ProBiota, Serie Técnica y Didáctica*. 5:1-86.

Maiztegui T, Baigún CRM, Garcia de Souza JR, Minotti P, Colautti DC. 2016.Invasion status of the common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. *Journal of Fish Biology*. 89(1):417-30.

Mirande JM, Koerber S 2020. Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR). *IchthyologycalContributions Peces Criollos*. 72:1-8.

Nion H. 1998. Peces del Río de la Plata y algunos aspectos de su ecología. En Wells PG, Daborn GR (editors). *El Río de la Plata. Una Revisión Ambiental*. Dalhoousie University, Halifax. Págs 169-190.

Proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo (FREPLATA) 2004. Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo" Proyecto PNUD/GEF/RLA/99/G31. Montevideo; 2005.

Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA. 2016.Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology.*89(1):12-47.

Ringuelet RA, Arámburu RH, Alonso de Arámburu AS. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas, Buenos Aires. 600 págs.

Estudio comparativo del crecimiento de *Cyprinus carpio* en el río Negro vs. ambientes pampeanos

Mariano SORICETTI[a*], Fredy GUARDIOLA RIVAS[a,b], Tomás MAIZTEGUI[b,c], Santiago MORAWICKI[a,b], Catalina GUIDI[a,b], Adriana ALMIRÓN[d] y Patricio SOLIMANO[a]

[a] Universidad Nacional de Río Negro. Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro, Rotonda Cooperación y Ruta Provincial N°1, C.P 8500, Viedma, Río Negro, Argentina.
[b] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
[c] Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, CONICET, Universidad Nacional de La Plata (ILPLA), Boulevard 120 y 62, CP 1900 - CC712, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[d] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, División Zoología Vertebrados, Paseo del Bosque s/n, C.P 1900, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: msoricetti@unrn.edu.ar

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

El crecimiento es un aspecto clave en el estudio de la historia de vida de los peces. Los estudios comparativos del crecimiento de peces de agua dulce, a escala regional y global, han proporcionado información útil tanto para la conservación de especies nativas amenazadas como para el manejo y control de especies invasoras. La carpa común, *Cyprinus carpio*, es una especie de crecimiento rápido, madurez temprana, tasa reproductiva alta y que posee la capacidad de duplicar la población en un corto período de tiempo. Los objetivos propuestos para este trabajo son determinar la composición etárea de la población de carpa común del Valle Inferior del río Negro (RN) mediante la lectura de escamas, y comparar su crecimiento con otras poblaciones pampeanas. Se efectuaron muestreos mensuales en elRN durante un año. De cada individuo se obtuvo la longitud estándar (L_{St})y se le extrajeron 15 escamas para realizar su lectura bajo una lupa estereoscópica. Posteriormente, con la estructura de edades obtenida, se calcularon los parámetros de von Bertalanffy mediante el paquete estadístico FSH del Software R, para comparar con la población de*C. carpio* del río Colorado (RC) y de la Laguna de Lobos (LLOB). Los resultados mostraron que la población del RN posee una mayor longitud estándar asintótica ($L_{St}\infty$) respecto a las del RC y las de LLOB. Sin embargo, tanto las carpas del RC, como las de la LLOB, presentan una tasa de crecimiento más alta que las del RN, tal vez porque son ambientes más cambiantes, con una mayor presión de competencia y depredación.

Palabras clave: *Cyprinus carpio*; crecimiento; río Negro; río Colorado; laguna de Lobos

1. Introducción

La cuantificación de la edad y el crecimiento de una población de peces es un aspecto crucial en la ecología, la investigación y la gestión pesquera (Fatemi *et al.*, 2009). Los estudios comparativos de crecimiento de poblaciones de peces dulceacuícolas, a escala regional y global, han proporcionado conocimiento clave, tanto para la conservación de especies nativas amenazadas como para el manejo y control de especies invasoras (Britton *et al.*, 2011; Fox y Copp, 2014). La aptitud de una especie a un entorno dado está directamente relacionada al crecimiento, la mortalidad y la edad a la cual los individuos maduran sexualmente (Campana

y Thorrold, 2001). Por lo tanto, para comprender la historia de vida de los peces y la dinámica de las poblaciones es necesario determinar su edad (Vilizzi, 2018).

La carpa común, *Cyprinus carpio*, es una especie de crecimiento rápido, madurez temprana, tasa reproductiva alta y que posee la capacidad de duplicar la población en un corto período de tiempo (Britton *et al.*, 2007; Winker *et al.*, 2010). El crecimiento de *C. carpio* en la Región Pampeanaes veloz, y está condicionado por la estacionalidad del clima y por las particularidades limnológicas de cada ambiente (Colautti, 1997).

Los objetivos propuestos para este trabajo son determinar la composición por edad de la población de *C. carpio*del Valle Inferior del río Negro mediante la lectura de escamas, y comparar el crecimiento con otras poblaciones pampeanas.

2. Materiales y Métodos

2.1. Recopilación y tratamiento de las escamas para su lectura

A lo largo de un año, se efectuaron relevamientos mensuales en el Valle Inferior del río Negro, enfocados en la colecta de ejemplares de *C. carpio*. De cada individuo se obtuvo la longitud estándar (L_{St}) y se le extrajo, del flanco izquierdo del cuerpo por detrás del opérculo, en promedio unas15 escamas. Luego, se les realizó un proceso de limpieza para eliminar el tejido que las recubría para su lectura posterior en el laboratorio. Finalmente, se efectuó el conteo de anillos de crecimiento o “annuli” ·para estimar la edad de los individuos mediante su observación bajo una lupa estereoscópica Schönfeld con aumentos de 10X y 20X.

2.2. Modelo de crecimiento de von Bertalanffy (VBF)

Con los valores de L_{St} observada para cada individuo y las edades estimadas, se procedió, mediante el paquete FSA (Fisheries Stock Assessment) (Ogle, 2016) de R, a calcular los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938).

2.3. Comparación con otras poblaciones pampeanas

Los parámetros obtenidos para el modelo de von Bertalanffy, fueron comparados con los del Valle Inferior del río Colorado (López Cazorla y Pizarro, 2000) y los de la laguna de Lobos (Colautti y Freyre, 2001). Asimismo, se compararon entre sitios las tallas de las primeras 5 clases de edades.

3. Resultados y Discusión

Se colectaron un total de 311 ejemplares que se distribuyeron entre los 53 y 610 mm de L_{St}. Se observaron 1595 escamas de las cuales se pudieron identificar 8 clases de edades (0 a 8 menos la clase 7), siendo la clase 4 la más abundante. En el río Colorado se identificaron 11 clases de edades (0 a 10), siendo los individuos 6 los más representados (López Cazorla y Pizarro, 2000) y en la laguna de Lobos se individualizaron 7 clases de edades (0 a 6) (Colautti y Freyre, 2001).

Respecto a los valores de los parámetros de VBF, la población del río Negro (RN) exhibe una mayor longitud estándar asintótica ($L_{St\infty}$) respecto a la población del río Colorado (RC) y a la de la laguna de Lobos (LLOB). La constante de crecimiento (K), fue mayor en la población del RC, mientras que la menor se registró en el RN. Durante los primeros 3 año de vida, las tallas alcanzadas por las carpas del RC y las de la LLOB fueron mayores a las del RN (Tabla I).

Sitio	$L_{St\infty}$	K	t0	Edad y Talla				
				1	2	3	4	5
RN	744.39	0.18	-0.35	202.99	293.76	369.31	432.19	484.54
RC	443.56	0.53	-0.67	260.51	335.82	380.14	406.23	421.59
LLOB	603.18	0.34	-0.71	267.07	363.95	432.90	481.98	516.91

Tabla I. Parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy de la población de carpa común del río Negro (RN), del río Colorado (RC) y de la laguna de Lobos (LLOB) y las tallas de las primeras 5 clases de edades para cada sitio. Donde $L_{St\infty}$ es la talla estándar asintótica en mm, K es la tasa instantánea de crecimiento (año $^{-1}$) y t0 es el momento hipotético en el que el individuo posee talla 0.

La población de carpa común del RN alcanza una talla grande (L_{St} = 744.39 mm), de hecho, es mayor a la media mundial (ver Vilizzi y Copp, 2017),probablemente debido a que existe una gran disponibilidad de alimento, no cohabitan con depredadores naturales, y que, además habrían encontrado una gran diversidad de nichos vacantes, como consecuencia de una empobrecida diversidad de peces (Soricetti *et al*., 2020; Soricetti datos sin publicar).Tanto la población de carpa común del RC, como la de la LLOB, presentan una tasa de crecimiento más alta que las del RN, tal vez porque son ambientes más cambiantes, con una mayor presión de competencia intra e interespecífica y depredación. En consecuencia, alcanzarían más rápidamente tallas que les permitan afrontar estas condiciones adversas. Sin embargo, la madurez sexual en hembras de la LLOB y del RN se produce a la edad de 2+ años, con una talla en estas últimas de 337.55 mm (Colautti, 1997; Soricetti datos sin publicar). Otra causa que explicaría el rápido crecimiento de *C. carpio* en los ambientes pampeanos durante los primeros años de vida, podría ser la naturaleza eutrófica de los cuerpos de agua evaluados, ya que los juveniles son plantófagos (Colautti, 1997). Por otro lado, la latitud es un factor que impacta sobre el crecimiento, la disminución en la tasa de crecimiento se relaciona con un aumento de la latitud (Fernández-Delgado, 1990). Sin embargo, a mayor latitud se alcanzan mayores tallas, las tasas de mortalidad son menores (Weber *et al*., 2015) y los individuos son más longevos (Rypel, 2012).

4. Conclusiones

La población de *C. carpio* del RN alcanza una mayor talla asintótica respecto a las poblaciones pampeanas, pero a una tasa de crecimiento menor. Sin embargo, durante los primeros años de vida, las poblaciones pampeanas alcanzan mayores tallas, tal vez como

una estrategia de supervivencia en respuesta a un ambiente cambiante o debido a una mayor disponibilidad de alimento como resultado de un ambiente eutrófico. Otro factor que puede estar influyendo es la temperatura del agua, ya que ésta posee una profunda incidencia en la tasa de crecimiento. La carpa tiene la capacidad de crecer más rápido en regiones de temperaturas más altas, donde además las temporadas de crecimiento son más prolongadas (Oyugi*et al*., 2012).En resumen, la plasticidad ecológica que expone la especie, es una adaptación que permite que tanto las tasas de crecimiento como las tallas asintóticas varíen en respuesta a las características ambientales.

Agradecimientos: Agradecemos a la UNRN por su apoyo.

Referencias bibliográficas

Britton JR, Gozlan RE, Copp GH. 2011. Managing non-native fish in the environment. *Fish and fisheries*. 12(3): 256-274.

Britton JR, Boar R, Grey J, FosterJ, Lugonzo J, Harper D. 2007. From introduction to fishery dominance: the initial impacts of the invasive carp *Cyprinus carpio* in Lake Naivasha, Kenya, 1999 to 2006. *Journal of fish biology*. 71: 239-257.

Campana SE, Thorrold SR. 2001. Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58(1): 30-38.

Colautti DC. 1997. Ecología de la carpa *Cyprinus carpio*, en la cuenca del Río Salado, Provincia de Buenos Aires. Universidad Nacional de La Plata. La Plata. 216 págs.

Colautti DC, Freyre LR. 2001. Crecimiento de la carpa (*Cyprinus carpio*) en la laguna de Lobos, Buenos Aires, Argentina. *Revista ictiológica*. 1(2): 5-11.

Fatemi S, Kaymaram F, Jamili S, TaghaviMotlagh S,Ghasemi S. 2009. Estimation of growth parameters and mortality rate of common carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) population in the southern Caspian Sea. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 8(2): 127-140.

Fernández-Delgado C. 1990. Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir River in south-west Spain. *Hydrobiologia*. 206(1): 19-28.

Fox MG, Copp GH. 2014. Old world versus new world: life-history alterations in a successful invader introduced across Europe. *Oecologia*. 174(2): 435-446.

Lopez Cazorla A, Pizarro G. 2000. Age and growth of the common carp *Cyprinus carpio* (L.) in the irrigation system of the Colorado River Valley, Buenos Aires Province, Argentina. *Natura Neotropicalis*. 31(1): 61-71.

Ogle D. 2016. FSA: Fisheries Stock Analysis. R package version 0.8. 7. R Core Team 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Oyugi DO, Cucherousset J, Baker DJ, Britton JR. 2012. Effects of temperature on the foraging and growth rate of juvenile common carp, *Cyprinus carpio*. Journal of Thermal Biology, 37(1), 89-94.

Rypel AL. 2012. Meta-analysis of growth rates for a circumpolar fish, the northern pike (*E sox lucius*), with emphasis on effects of continent, climate and latitude. *Ecology of Freshwater Fish*. 21(4): 521-532.

Soricetti M, Morawicki SN, Guardiola Rivas FJ, Guidi C, Quezada F, Almirón AE, Solimano PJ. 2020. Ichthyofauna of the lower course of the Negro river drainage, Patagonia Argentina. *Check list*; 16 (4): 895–905.

Vilizzi L. 2018. Age determination in common carp *Cyprinus carpio*: history, relative utility of ageing structures, precision and accuracy. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 28(3): 461-484.

Vilizzi L, Copp G. 2017. Global patterns and clines in the growth of common carp *Cyprinus carpio*. *Journal of fish biology*. 91(1): 3-40.

Von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Human biology*. 10(2): 181-213.

Weber MJ, Brown ML, Wahl DH, Shoup DE. 2015. Metabolic theory explains latitudinal variation in common carp populations and predicts responses to climate change. *Ecosphere*. 6(4): 1-16.

Winker H, Weyl OLF, Booth AJ, Ellender BR. 2010. Validating and corroborating the deposition of two annual growth zones in asteriscus otoliths of common carp *Cyprinus carpio* from South Africa's largest impoundment. *Journal of fish biology*. 77(10): 2210-2228.

Comportamiento reproductivo del cangrejo violinista *Leptuca uruguayensis* en un estuario templado

Laura REYES JIMENEZ[a*], Karine DELEVATI COLPO[a]

[a] Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet, (CONICET-UNLP), Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: reyesjimenez994@gmail.com

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

Los cangrejos violinistas realizan diversos comportamientos y algunos están asociados a la reproducción. Los machos mueven su quelípodo mayor de arriba abajo para atraer a las hembras (*waving*), mientras ellas caminan entre las cuevas de distintos machos para elegir uno con quien aparearse. *Leptuca uruguayensis* es un cangrejo violinista que habita los estuarios de la Provincia de Buenos Aires, donde se reproduce de noviembre a febrero. En este estudio se reconoció los comportamientos de machos y hembras de esta especie y se evaluó como los comportamientos reproductivos varían a lo largo de una temporada reproductiva. Los machos de *L. uruguayensis* realizaron siete tipos de comportamientos y las hembras seis. Machos y hembras de *L. uruguayensis* invierten más tiempo en comportamientos reproductivos al inicio del periodo reproductivo.

Palabras clave: desoves; período reproductivo; dimorfismo sexual; *waving.*

1. Introducción

Los cangrejos violinistas son uno de los ejemplos más extremos en dimorfismo sexual (Allen y Levinton, 2005). Las hembras poseen dos quelípodos pequeños y simétricos que son utilizados en la alimentación conduciendo pequeñas porciones de sedimento a la boca. En cambio, los machos presentan un quelípodo pequeño y funcionalmente similar al de las hembras, mientras que el otro está hipertrofiado, y representa un atributo seleccionado por las hembras durante el cortejo, ya que lo mueve de arriba abajo para atraerlas (Crane, 1975). Durante el periodo reproductivo, las hembras dejan su cueva y caminan por breves periodos de tiempo entre las cuevas de distintos machos, hasta que elige uno y se aparean dentro de la cueva (Ribeiro *et al.*, 2010). Los comportamientos reproductivos, la maduración gonadal y el cuidado con los embriones demandan mucha energía de esos cangrejos (Colpo y López-Greco, 2018).

Leptuca uruguayensis es el cangrejo violinista más austral y vive en densas poblaciones en los canales de la Bahía de Samborombón. En esta zona de clima templado, esta especie se reproduce entre noviembre y febrero (Marciano *et al.*, 2021). El objetivo de este estudio es reconocer los comportamientos que realizan machos y hembras de *L. uruguayensis* y entender como varían a lo largo de una temporada reproductiva. Como en el periodo reproductivo 2019-2020 las hembras de *L. uruguayensis* tuvieron dos picos de desoves, el primero fue el 5 de diciembre de 2019 y el segundo el 3 de febrero de 2020 (Marciano *et al.*, 2022), hipotetizamos

que los comportamientos reproductivos de ambos sexos se intensifican los días previos a cada pico de desove.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en la bahía de Samborombón, en el estuario del Río de la Plata, Provincia de Buenos Aires (36°25'0.3" S, 56°57'11" O). Seis muestreos fueron realizados a lo largo del periodo reproductivo de *L. uruguayensis*: los días 5 y 20 de noviembre de 2019, 5 de diciembre de 2019, 17 de enero de 2020, 3 y 18 de febrero de 2020. En cada muestreo se filmaron, al azar 140 machos y 95 hembras que estaban en la superficie durante 2 minutos, desde una distancia de 5-6 m, para no interferir con el comportamiento del cangrejo (Colpo y López-Greco, 2018). Dado que la especie es más activa en los días en que la marea baja ocurre entre el final de la mañana y la primera hora de la tarde (Ribeiro *et al.*, 2010), los registros se filmaron entre las 10 h y las 14 h, siempre durante las mareas bajas de los días de marea de cuadratura, para evitar los efectos del ciclo de las mareas en el comportamiento del cangrejo violinista.

Los comportamientos fueron reconocidos analizando los videos cuadro por cuadro y con ello se pudo analizar la cantidad de tiempo que los cangrejos destinaban a cada comportamiento. Dicha información permitió estimar los presupuestos de actividades de cada sexo (Weis y Weis, 2004). El tiempo invertido en comportamientos considerados esencialmente reproductivos (*waving* para machos y caminata para hembras) fueron comparados entre los días de muestreo por medio de análisis de varianza (ANOVA), seguido por un test de Tukey.

3. Resultados y Discusión

Los machos de *L. uruguayensis* realizaron siete tipos de comportamientos, mientras las hembras realizaron seis. Dichos comportamientos están descritos en la Tabla I.

El presupuesto de actividades de las hembras muestra que la alimentación es el comportamiento predominante (Figura 1A). Aproximadamente 15 días antes del segundo pico de puesta, ellas llegan a invertir 88% del tiempo en alimentarse, probablemente para obtener la energía necesaria para la remaduración ovárica, ya que las reservas de la hepatopáncreas decaen significativamente después del primer desove (Marciano *et al.*, 2021). El presupuesto de actividades de los machos muestra que *waving* y alimentación son los comportamientos predominantes. Al principio de la temporada reproductiva los machos pasan más tiempo realizando el comportamiento de *waving* y hacia el final invierten más tiempo en alimentarse (Figura 1B), probablemente para recuperar la energía que la reproducción demandó (Colpo y López-Greco, 2018).

Comportamientos	Descripción de comportamientos
Alimentación	Toma porciones de sedimento con quelípodos menores y los lleva hacía la boca
Waving	Comportamiento exclusivo de los machos que mueven rítmicamente el quelípodo mayor de arriba abajo para atraer a las hembras.
Mantenimiento de cueva	Uso de los pereiópodos y quelípodos para mantener la estructura interna y el borde de la cueva
Caminata	Desplazamiento impulsado por el movimiento de los pereiópodos.
Limpieza	Movimiento de quelípodos menores sobre diversas partes del cuerpo para eliminar exceso de sedimento.
En la cueva	Permanecer parcial o totalmente dentro de la cueva.
Inactividad	Estado de quietud, sin movimiento aparente.

Tabla I. Descripción de los comportamientos de *Leptuca uruguayensis.*

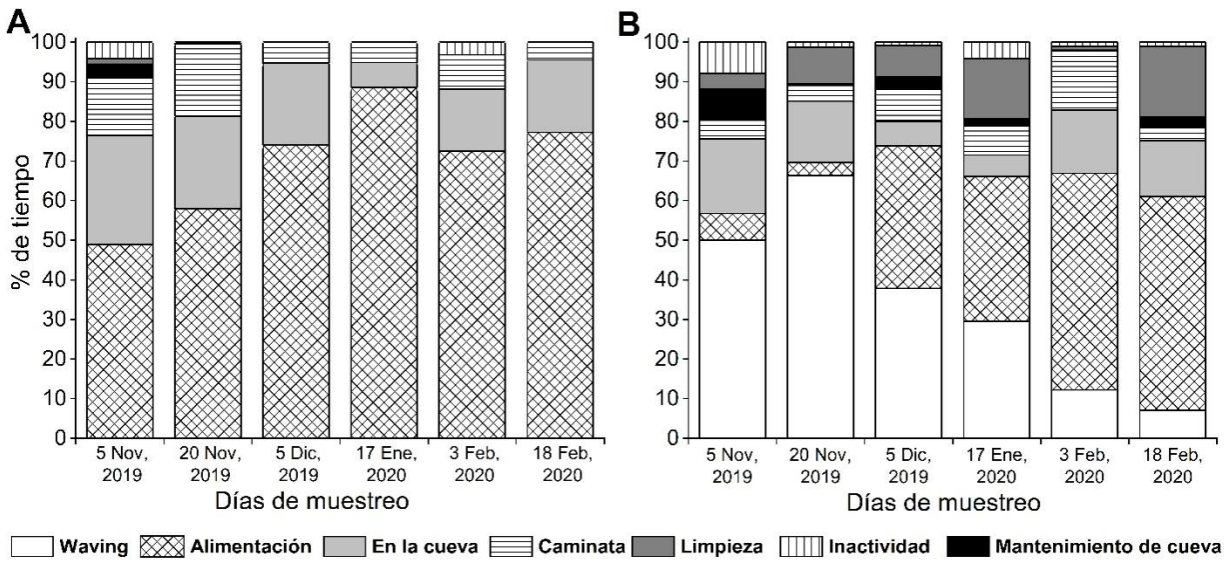


Figura 1. Presupuesto de actividades de *Leptuca uruguayensis*. Porcentaje promedio de tiempo que A) hembras y B) machos dedicaron a un comportamiento particular, en cada una de las seis fechas de muestreo.

En los días que anteceden el primer pico de puesta (5 y 20 de noviembre), los cangrejos invirtieron más tiempo en realizar comportamientos reproductivos. Los machos pasaron, en promedio 58% del tiempo realizando *waving* (ANOVA: $F = 23.7$; $gl = 5$; $p < 0.0001$) (Figura 2A) y las hembras invirtieron más tiempo en caminar que los machos (ANOVA 2 factores: interacción muestreo * sexo: $F = 4.20$; $gl = 5$; $p < 0.0011$) (Figura 2B). Con el avance de la temporada reproductiva el comportamiento de cortejo de los machos se torna menos relevante, y no se observan diferencias en el tiempo que ambos sexos invierten en caminar. Antes del segundo pico de desove no se observó un aumento de los comportamientos reproductivos (*waving* para

machos y caminata para hembras), lo que nos lleva a rechazar parcialmente la hipótesis planteada.

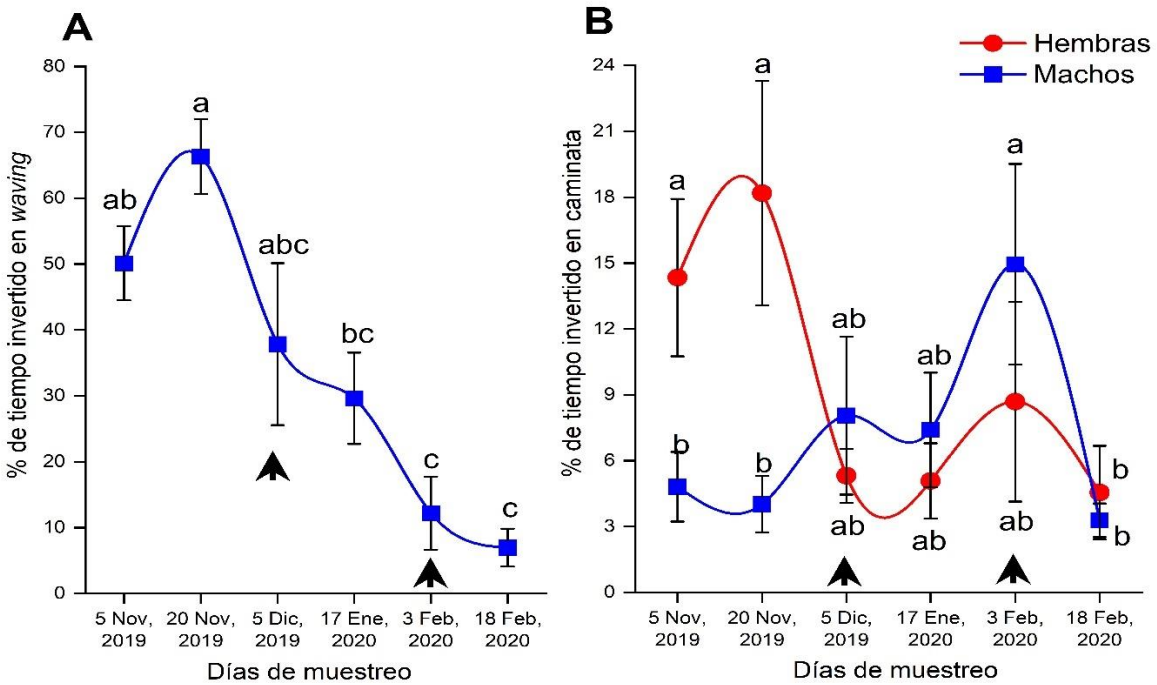


Figura 2. Comparación de comportamientos reproductivos de *Leptuca uruguayensis* a lo largo de la temporada reproductiva. A) *waving* para machos y B) caminata para machos y hembras. Las flechas indican los días de pico de desove. Letras distintas indican diferencias estadísticas ($p<0,05$).

4.Conclusión

Machos y hembras de *L. uruguayensis* invierten más tiempo en comportamientos reproductivos antes del primero desove, pero no antes del segundo, lo que sugiere que la cópula ocurre al principio de la temporada reproductiva y probablemente las hembras reservan un *stock* de espermatóforos en el receptáculo seminal que es suficiente para garantizar la fecundación del segundo desove.

Referencias bibliográficas

Allen BJ, Levinton JS. 2005. The paradox of the weakening combatant: trade-off between closing force and gripping speed in a sexually selected combat structure. *Functional Ecology.* 19:159–165.

Crane J, 1975. Fiddler crabs of the world, Ocypodidae: genus *Uca*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 736 pp

Colpo KD, López Greco LS. 2018. Dynamics of energy reserves and the cost of reproduction in female and male fiddler crabs. *Zoology*. 126:11–19.

Marciano A, Colpo KD, López-Greco LS. 2021. Reproductive patterns and energy management strategies of females of the fiddler crab *Leptuca uruguayensis* with short reproductive seasons. *Canadian Journal of Zoology*. 99:149–159.

Marciano A, Colpo KD, Boy C, López-Greco LS. 2022. Female energy dynamics in the southernmost fiddler crab species: mixed breeding strategy in *Leptuca uruguayensis*. *Zoology*. 154:126041.

Ribeiro PR, Daleo P, Iribarne O. 2010. Density affects mating mode and large male mating advantage in a fiddler crab. *Oecologia.* 164:931–941.

Weis J., Weis P. 2004. Behavior of four species of fiddler crabs, genus *Uca*, in southeast Sulawesi, Indonesia. *Hydrobiologia.* 523:47–58

Diversidad de macrófitas en una cubeta de deflación del partido de Las Flores, provincia de Buenos Aires

Emilio D. BERTUZZI[a*], Natalia VERCELLI[ab] y Rosa L. SCARAMUZZINO[a]

[a] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires.
[b] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (CONICET - UNCPBA - CIC)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: bertuzziemilio4@gmail.com

Eje temático: Biodiversidad

Resumen

La pampa deprimida se caracteriza por ser una zona con una pendiente casi nula y por presentar cubetas de deflación temporarias, las cuales forman ecosistemas de humedales. En este trabajo se analizó la flora de una cubeta de deflación ubicada en el partido de Las Flores, provincia de Buenos Aires y se presentó el inventario de las especies registradas. Se registraron 41 especies asociadas a estos cuerpos de agua, de las cuales 10 son exóticas, 30 son especies nativas, y una especie es cosmopolita, evidenciando una alta proporción de especies nativas. Dentro del inventario florístico se destacó la presencia de 4 especies (*Nymphoides indica* (L.) Kuntze, *Urolepis hecatantha* (DC.) R.M. King & H. Rob, *Hydrocotyle verticillata* Thunb y *Mikania parodii* Cabrera) que no han sido observadas previamente en este sector de la provincia de Buenos Aires. El análisis del inventario indica que el sitio podría funcionar como reservorio de flora nativa, y evidencia la necesidad de relevamientos más exhaustivos en el área.

Palabras clave: cubetas de deflación; flora; humedales; pampa deprimida

1. Introducción

Los humedales son ecosistemas de gran importancia para la sociedad porque proveen de servicios como la prevención de inundaciones (actuando como áreas buffer que amortiguan los excesos hídricos) y desempeñan un rol ecológico fundamental propiciando refugio y fuentes de alimento para las diversas especies que allí habitan (Zanotti y Gómez, 2019). En la Argentina, los ecosistemas de humedal representan el 21.5 % del territorio (Kandus *et al*., 2008). Específicamente en la Pampa Deprimida, estos ecosistemas están representados por una trama intrincada de cursos de agua, bañados, cañadas y cubetas interconectados (Kandus *et al.*, 2011) que actúan como corredores biológicos que facilitan la transferencia de especies entre los distintos parches que forman parte del paisaje. Las cubetas de deflación son geoformas eólicas formadas durante el Pleistoceno tardío-Holoceno (Dangavs, 2005) que se caracterizan por la presencia de una depresión topográfica semicircular excavada por deflación. Estas cubetas se hallan inmersas en una matriz de pastizales de llanura, destinados a la ganadería extensiva.

A pesar de su alta representatividad dentro del paisaje bonaerense, la Pampa Deprimida es un área escasamente representada en los herbarios. Esto se observa aún más en el sector central de la depresión, ya que los mayores inventarios han sido realizados próximos a la

Bahía de Samborombón. Por este motivo, el objetivo de este trabajo es dar a conocer la diversidad de macrófitas en una cubeta de deflación del sector central de Pampa Deprimida.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La Pampa Deprimida es una subregión ubicada en el centro-este de la provincia de Buenos Aires, con una superficie de 59 656 km^2, limitando al sur con las serranías de Tandilia, al norte la Pampa Arenosa y la Pampa Ondulada, y al este con el Océano Atlántico. El paisaje de la región se caracteriza por su relieve extremadamente llano, con alturas relativas que raramente pasan los 5-10 m y pendientes topográficas regionales que son muy poco perceptibles (entre 10-3 y 10-4), apenas sobrepasando alturas de 110 m.s.n.m. hacia el oeste, cerca del límite con el Sistema de Tandilia (Sala *et al.*, 1983).Dentro de una matriz llana de pastizales naturales, se destacan las cubetas de deflación como parches dentro del paisaje donde, debido a su relieve negativo, se forman cuerpos de agua temporarios de diámetro variable (entre 2 y 300 m) y escasa profundidad (entre 0.30 y 1.5 m) (Tricart, 1973). Allí, la vegetación suele desarrollarse en anillos concéntricos desde la orilla hacia el centro, determinados por la abundancia de las distintas especies de macrófitas (Vervoorst, 1967; Vercelli *et al* ,2013). El relevamiento de la flora se realizó en una cubeta de deflación de 0.123 km^2, ubicada en la estancia “La Dalinda” (36°15' 34" S; 59° 22' 11" O), en las cercanías de la localidad de Pardo, partido de Las Flores.

2.1. Métodos

Considerando la zonación característica de estos ambientes, se reconocieron los stands de vegetación y se registró en cada uno de ellos la totalidad de especies y su cobertura (cuadrícula de 1 m^2), en marzo de 2022. Los ejemplares fueron herborizados y determinados en laboratorio según la bibliografía tradicional (Cabrera, 1963-1970; Cabrera y Zardini, 1978), se actualizó la nomenclatura mediante Flora Argentina (2022) y se depositaron en el Herbario FAA (Facultad de Agronomía - UNCPBA). Posteriormente, se verificó la distribución geográfica conocida de cada especie (Flora Argentina, 2022; Cabrera, 1963-1970; GBIF, 2022; Trópicos, 2022) y el catálogo del Herbario FAA.

3. Resultados y Discusión

Se registraron un total de 41 especies en la cubeta de deflación estudiada (27 dicotiledóneas, 13 monocotiledóneas y una Hepática) las cuales se distribuyen en 19 familias botánicas (Tabla 1), siendo las más representativas Asteraceae (9), Poaceae (6) y Cyperaceae (5). El porcentaje de nativas es de 73.17% frente a un 24.39 % de especies exóticas y la especie cosmopolita representa el 2.43% de las especies.

Familia	Especie
Amaranthaceae	*Alternanthera paronychioides* A. St.-Hil. (*)
	Alternanthera philoxeroides(Mart.) Griseb. (*)
	Amaranthus blitum L.
Apiaceae	*Eryngium ebracteatum* Lam. (*)
Araliaceae	*Hydrocotylebonariensis*Lam. (*)
	*Hydrocotyleverticillata*Thunb. (*)
Asteraceae	*Ambrosia tenuifolia*Spreng. (*)
	Cirsium vulgare (Savi) Ten.
	Ecliptaprostrata (L.) L. (*)
	Leontodon saxatilis Lam.
	*Mikania parodii*Cabrera (*)
	Plucheasagittalis(Lam.) Cabrera (*)
	Symphyotrichumsquamatum (Spreng.) G.L. Nesom (*)
	Urolepishecatantha (DC.) R.M. King & H. Rob. (*)
	Xanthium strumarium L. (*)
Brassicaceae	*Brassica juncea* (L.) Czern.
Cleomaceae	*Tarenayatitubans* (Speg.) Soares Neto &Roalson (*)
Cyperaceae	*Cyperus meyenianus*Kunth (*)
	Cyperus rotundus L. (*)
	Eleocharis sp. (*)
	Schoenoplectuscalifornicus (C.A. Mey.) Soják (*)
	Schoenoplectuspungens (Vahl) Palla (*)
Fabaceae	*Lotus tenuis*Waldst. & Kit. ex Willd.
Gentianaceae	*Centaurium pulchellum* (Sw.) Druce
Iridaceae	*Cypellaherbertii* (Lindl.) Herb. (*)
Menyanthaceae	*Nymphoides indica* (L.) Kuntze (*)
Onagraceae	*Ludwigiapeploides* (Kunth) P.H. Raven (*)
Orobanchaceae	*Agalinis communis* (Cham. &Schltdl.) D'Arcy (*)
Plantaginaceae	*Bacopa monnieri*(L.) Wettst. (*)
	Plantago lanceolata L.
Poaceae	*Digitariasanguinalis* (L.) Scop.
	Echinochloa crus-galli (L.) P. Beauv.
	*Panicum dichotomiflorum*Michx. (*)
	*Paspalum vaginatum*Sw. (*)

	Setariaviridis (L.) P. Beauv.
	Stenotaphrumsecundatum (Walter) Kuntze (*)
Polygonaceae	*Polygonum hydropiperoides*Michx. (*)
Ricciaceae	*Ricciocarpusnatans* (L.) Corda
Solanaceae	*Solanum glaucophyllum*Desf. (*)
	Solanum americanum Mill. (*)
Verbenaceae	*Phyla nodiflora* (L.) Greene var. *minor* (Gillies & Hook. ex Hook.) N. O'Leary & P. Peralta (*)

Tabla 1. Listado de familias y especies registradas. (*) especie nativa

De acuerdo con la abundancia relativa de las especies, se reconocieron cuatro stands de vegetación (desde la orilla hacia el centro): 1. Pradera de hidrófitas; 2. duraznillar de *Solanum glaucophyllum*; 3. Juncal de *Schoenoplectus californicus*; 4. centro de agua libre y flotantes. La especie más abundante en la pradera de hidrófitas fue *Paspalum vaginatum* (50%), seguido de *Bacopamon nieri* (25%), *Schoenoplectus pungens* (10%) e *Hydrocotyle bonariensis*(7%). En el anillo de duraznillos se observó una predominancia de *Schoenoplectus californicus* (35%), seguido de *Solanum glaucophyllum* (15%), *Panicum dichotomiflorum* (10%) y *Echinochloacrus-galli* (10%). Por su parte, en el juncal (Figura 1.A) se observó una predominancia significativa de *Schoenoplectus californicus* (45%) acompañado por *Tarenaya titubans* (10%), *Ludwigi apeploides* (10%) y *Polygonum hydropiperoides* (10%). Finalmente el centro se encontró habitado exclusivamente por la hepática flotante *Ricciocarpus natans* (25%).



Figura 1. A. Vista general de la cubeta de deflación. B. Detalle de la cobertura del suelo en el anillo de duraznillos; se observa *Nymphoides indica*. Fotografía Ilda Entraigas

Entre las especies registradas es interesante destacar la presencia de *Nymphoides indica* (L.) Kuntze (Figura 1.B.), *Urolepis hecatantha* (DC.) R.M. King & H. Rob, *Hydrocotyle verticillata*Thunb y *Mikania parodii* Cabrera. Estas especies, de acuerdo a la bibliografía y bases de datos consultadas, no han sido registradas previamente en este sector de la provincia de Buenos Aires.

El registro de especies no citadas para la localidad analizada podría significar cambios en los rangos de distribución de estos taxones, alcanzando latitudes más bajas que las informadas en la bibliografía. Es posible que la ausencia de observaciones previas se deba a la falta de monitoreo exhaustivo en la zona de estudio. También podría deberse a cambios en los regímenes de precipitación y temperaturas y a las frecuentes modificaciones en la conectividad estructural que sufre el sistema por la apertura y profundización de canales.

4. Conclusiones

La gran proporción de especies nativas (75%) sugiere que estos ecosistemas actúan como grandes reservorios, aunque debido al alto porcentaje de exóticas, estos ambientes podrían estar sujetos a la presión antrópica. Dentro del inventario florístico se destaca la presencia de 4 especies nativas que no han sido mencionadas para esta región, lo que sugiere la necesidad de relevamientos más exhaustivos.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el CONICET (proyecto PUE N° 22920200100035CO). Se agradece a la Dra. Ilda Entraigas por su colaboración en las tareas de campo y en la toma de fotografías.

Referencias bibliográficas

Cabrera AL. 1963-1970. Flora de la provincia de Buenos Aires (Tomo 4). Ed. INTA, Colección Científica. Buenos Aires, Argentina. 6 volúmenes.

Cabrera AL, Zardini, E 1978. Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires. Ed. ACME. Buenos Aires, Argentina. 755 págs.

Dangavs N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En De Barrio R, Etcheverry R, Caballé M y Llambías E (eds.) Geología y Recursos naturales de la Provincia de Buenos Aires, 16º Congreso Geológico Argentino, Relatorio 13: 219-236

Flora Argentina. 2022. www.floraargentina.edu.ar [Acceso: 1 de agosto de 2022].

GBIF.org. 2022. Global Biodiversity Information Facility. Disponible en: https://www.gbif.org [Acceso: 2 de agosto de 2022].

Kandus P, Minotti P, Malvárez A 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum. BiologicalSciences*, 30(4): 403-409.

Kandus P, Quintana, R, Minotti, P, Oddi J., Baigún C, Trilla G, Ceballos D 2011. Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Laterra P, Jobbagy E y Paruelo J (eds). Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA, 265-290.

Sala, J.M.; González, N, Kruse, E 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires. En: Hidrología de las grandes llanuras, Fuschini Mejía, M.C. (ed.). 1983. Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras. Vol. 2: 973-1009. Olavarría, Buenos Aires.

Tricart J.L1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. Base para los estudios edafológicos y agronómicos. XII, Ed, INTA Colección Científica. Buenos Aires, Argentina. 202 págs.

Tropicos.org. 2022. Missouri Botanical Garden. Disponible en: https://tropicos.org [Acceso: 2 de agosto de 2022].

Vercelli N, Entraigas I, Migueltorena V y Argañaraz J 2013. Paisajes de llanura. En: Entraigas I y Vercelli N (eds.). *Los paisajes de la cuenca del arroyo del Azul.* Ed. Martin. Mar del Plata, Argentina. 123 págs.

Vervoorst FB. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado. La Vegetación de la República Argentina. Serie Fitogeográfica N° 7. INTA. Buenos Aires. 262 págs.

Zanotti C y Gómez N 2019. Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos. En: Cortelezzi A, Entraigas I, Grosman F y Masson I (eds). 2019. *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. Azul, Argentina. 421 págs.

Eje 5

Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples



Fotografía de Ana M. Martínez. Rio Sauce Grande. Partido de Tornquist. Provincia de Buenos Aires.

¿Es posible utilizar la frecuencia cardíaca del caracol *Pomacea canaliculata* para detectar glifosato?

Nicolás Eduardo TAMBURI[ab*] y Natalia BUZZI[cd]

[a] INBIOSUR (UNS-CONICET), San Juan 671, (8000) Bahía Blanca, Argentina.
[b] Departamento de Matemática, Universidad Nacional del Sur. Av. Alem 1253, (8000). Bahía Blanca, Argentina.
[c] IADO (UNS-CONICET). Camino La Carrindanga km 7,5, (8000). Bahía Blanca, Argentina.
[d] Departamento de Biología Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur. Av. Alem 1253, (8000). Bahía Blanca, Argentina.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: ntamburi@uns.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El glifosato es el herbicida más utilizado actualmente, del cual se han reportado efectos sobre la fisiología de varias especies. En Argentina la distribución geográfica del caracol de agua dulce *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullaridae) coincide de forma considerable con áreas de uso intensivo de glifosato asociados a cultivos transgénicos. Se estudió la posibilidad de utilizar la frecuencia cardíaca (FC) como variable para realizar bioensayos y detectar esta sustancia en muestras de agua. La variable pudo ser medida por transparencia en los neonatos. La FC aumenta con la temperatura y disminuye en condiciones de ayuno como cabe esperar en una variable sensible a cambios metabólicos. Sin embargo, no fue posible detectar cambios en la FC en caracoles expuestos a glifosato en concentraciones similares a las detectadas en la naturaleza de hasta 8 mg/L durante un periodo de 20 días. Este resultado fue similar en condiciones de ayuno y de alimentación intermitente. Tampoco se observó diferencias en la reacción de salida del agua, un comportamiento esperable ante la presencia de sustancias tóxicas.

Palabras clave: moluscos; agroquímicos; caracol manzana; N-fosfonometilglicina.

1. Introducción

Idealmente el glifosato no se bio-acumula ni se bio-magnifica y su mecanismo de acción es específico para plantas siendo relativamente no tóxico para los animales (Solomon y Thompson, 2003). Sin embargo, se ha demostrado que puede generar estrés oxidativo, alterar la actividad de la acetilcolinesterasa, y generar daños neurológicos (Gallegos *et al.,* 2018) así como también malformaciones e irregularidades del ritmo cardíaco (Roy *et al*., 2016). Estudios realizados en cursos de agua de Argentina han encontrado concentraciones tan altas como 0.70 mg/L (Peruzzo *et al*., 2008) y 1.9 mg/L (Primost *et al.*, 2017; Solomon y Thompson, 2003) mientras que a nivel global se han registrado máximos de hasta 7.6 mg/L (Avigliano *et al*., 2014).

El caracol *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) es nativo de Sudamérica y es famoso por su capacidad invasiva (Cowie, 2002). En Argentina habita cuerpos de agua cercanos a campos donde se utiliza intensivamente glifosato asociado a cultivos de soja transgénica (e.g.

Provincias de Buenos Aires y Santa Fé; Sly, 2017); y en Asia ha invadido arrozales donde también se utiliza este agroquímico (Brookes, 2020). Esta especie puede resistir concentraciones de hasta 175 mg/L de glifosato en cortas exposiciones, concentraciones mucho más altas a las encontradas en la naturaleza; y su tasa de alimentación, crecimiento y metabolismo se ven afectados cuando son expuestos de forma prolongada a dosis sub-letales (2 mg/L, Xu *et al.*, 2017). En el ampulárido *Marisa cornuarietis* se ha estudiado el efecto de pesticidas y metales pesados en la frecuencia cardíaca (FC) de neonatos y ha sido propuesta la factibilidad de utilizarse para realizar bioensayos (Sawasdee y Köller, 2010) y detectar contaminantes en el agua de consumo.

Se evaluó en este trabajo la posibilidad de utilizar a la FC de *P. canaliculata* para detectar concentraciones de glifosato en agua similares a las observadas en la naturaleza. Para esto se realizó un primer ensayo observando la sensibilidad de esta variable a cambios en la temperatura como un indicador indirecto de actividad metabólica. Y se realizaron luego dos ensayos para evaluar la respuesta de la variable FC a concentraciones de glifosato crecientes en condiciones de ayuno y de alimentación intermitente.

2. Materiales y Métodos

Masas de huevos de *P. canaliculata* fueron colectadas del arroyo "Cochenleufú", en cercanías de la laguna "Las encadenadas" (38°02'28.2''S; 62°29'46.6''O; Buenos Aires) en febrero del 2021 y febrero del 2022 y mantenidas a temperatura ambiente hasta la eclosión (20-25° C). Este curso de agua se encuentra en el límite sur de distribución de *P. canaliculata* y no registra cantidades significativas de glifosato (2/3/22; LC-MS/MS; <5ug/L). Las masas de huevos fueron observadas diariamente para detectar la eclosión de los neonatos a utilizar en los ensayos. Para los mismos, se utilizaron recipientes de 250 ml con 150 ml de agua de red filtrada, se controló el fotoperiodo y la temperatura. El corazón de los caracoles fue observado por transparencia para registrar su FC durante 15 segundos.

Para estudiar el efecto de la temperatura sobre la FC tres grupos de 10 caracoles (unidad experimental) provenientes de la misma masa de huevos fueron sometidos a 20±1, 25±1 o 30±1 °C durante 24 hs. en un baño termostático. Se utilizaron 6 masas de huevos como réplicas (bloques de un diseño en bloques completos aleatorizados).

Posteriormente, para evaluar el efecto del glifosato en la FC, se realizó un segundo experimento, el cual consistió en un control y una serie de cinco tratamientos con concentraciones crecientes de glifosato. Las concentraciones fueron de 0.5, 1, 2, 4 and 8 mg/L y se obtuvieron a partir de diluciones de GlacoXan TOTAL (sal monopotásica de glifosato 43.8%m/v; equivalente a 35.6%m/v de ácido N-fosfonometil glicina) preparadas al inicio del experimento. Se utilizó el mismo diseño experimental que en el ensayo previo, pero con 3 sub-replicas por celda. Se registró la FC al inicio del ensayo, a las 24 horas, a las 72

horas, a los 7 y a los 20 días. Durante los primeros 7 días los acuarios estuvieron a 25°C±1 en cámara de cría y luego fueron pasados a temperatura de sala con un control menos restrictivo de temperatura (22-25°C). Los caracoles no fueron alimentados y el agua no fue renovada durante este periodo.

Se realizó un tercer experimento similar al anterior pero donde los caracoles pudieron alimentarse. Para evitar interferencias entre el alimento (lechuga) y el glifosato, los caracoles fueron alimentados durante tres días y expuestos al herbicida durante cuatro días alternadamente durante tres semanas. La FC se registró dos veces a la semana, luego del periodo de alimentación y de exposición al glifosato. En este experimento se analizó también la posición (dentro, fuera o en la superficie del agua) de los caracoles en el recipiente para evaluar posibles comportamientos de escape del agua.

Los datos de FC fueron analizados utilizando ANOVAs en bloques con medidas repetidas. La posición en el acuario fue analizada con una prueba de homogeneidad Chi². Ningún caracol murió durante el desarrollo de los experimentos y se utilizó un número de individuos experimentales bajo respecto del altísimo potencial reproductivo de la especie. *Pomacea canaliculata* experimenta habitualmente condiciones similares a las utilizadas en los ensayos. La especie se encuentra adaptada a fluctuaciones en la disponibilidad de alimento y recursos hídricos, sobreviviendo al ayuno más de 200 días en adultos y 50 días en neonatos (Tamburi y Martín, 2016).

3. Resultados y Discusión

Se observa un aumento significativo de la FC a medida que aumenta la temperatura ($p<0.01$; Figura 1); también se observa un aumento de la misma en presencia de alimento respecto del ayuno (Figura 3). Esto permite plantear la hipótesis de que la variable FC podría ser sensible a cambios metabólicos y mostrarse útil en bioensayos de sustancias que alteren el mismo.

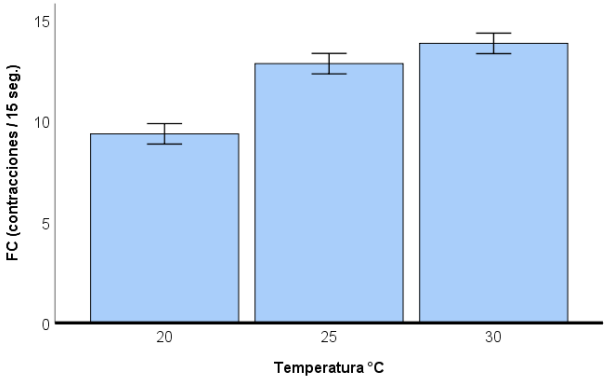


Figura 1. Efectos de la temperatura (a) sobre la frecuencia cardíaca de neonatos de *P. canaliculata*.

Sin embargo, no se observaron efectos estadísticamente significativos del glifosato en la FC. No se observaron efectos cuando se encuentran en ayuno (Figura 2; p=0.974) ni cuándo se encuentran en el diseño en que recibieron alimento (Figura 3; p=0.473). Tampoco se observaron diferencias en el comportamiento de permanecer en el agua o huir en este último experimento (p=0.375).

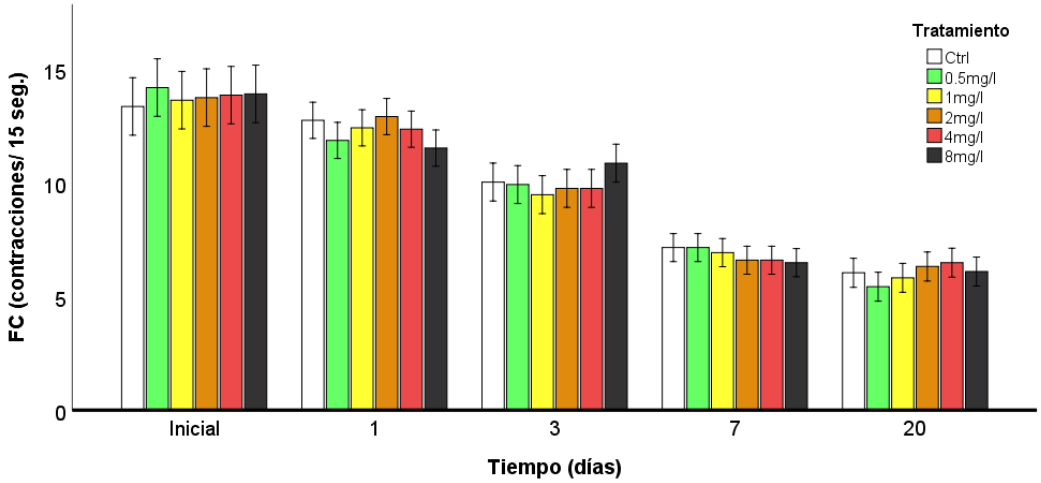


Figura 2. Frecuencia cardíaca de neonatos de *P. canaliculata* expuestos a distintas concentraciones de glifosato en ayuno (Barras representan IC95%).

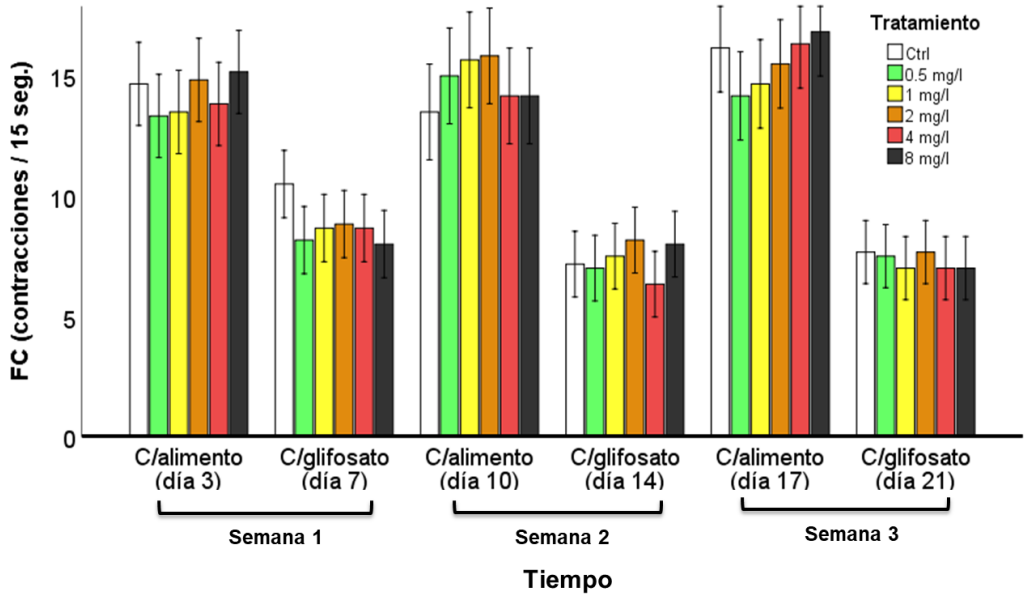


Figura 3. Frecuencia cardíaca de neonatos de *P. canaliculata* expuestos a distintas concentraciones de glifosato. Los caracoles fueron alimentados durante 3 días y expuestos a una determinada concentración de glifosato durante 4 días; este ciclo se repitió durante 3 semanas (Barras representan IC95%).

4. Conclusiones

La frecuencia cardíaca no mostró aquí ser una variable con el potencial de utilizarse para monitorizar la presencia de glifosato en muestras de agua; las alteraciones fisiológicas que pudieren ocurrir a *P. canaliculata* expuestas a estas concentraciones de glifosato no se vieron reflejadas en su FC. Aun así, otros compuestos químicos podrían arrojar distintos resultados ya que, en todo caso, se consiguió observar que metodológicamente la FC puede ser estimada con gran precisión (con un CV≈10% en 15 segundos). Además se recomienda realizar diseños en bloques debido a que la variación entre las masas de huevos puede representar hasta un 50% de la variación total de la FC en los primeros días de vida libre. Estudios en curso también sugieren que existe una respuesta de huida al glifosato, pero a concentraciones muy superiores a las aquí estudiadas.

Referencias bibliográficas

Avigliano L, Fassiano AV, Medesani DA, Ríos de Molina MR, Rodríguez EM. 2014. Effects of glyphosate on growth rate, metabolic rate and energy reserves of early juvenile crayfish, Cherax quadricarinatus. *Bull Environ Contam Toxicol.* 92:631-635.

Brookes G. 2020. Glyphosate Use in Asia and Implications of Possible Restrictions on its Use. *AgBioForum*. 22:1-26.

Gallegos CE, Baier CJ, Bartos M, Bras C, Domínguez S, Mónaco N, Gumilar F, Giménez MS, Minetti A. 2018. Perinatal Glyphosate-Based Herbicide Exposure in Rats Alters Brain Antioxidant Status, Glutamate and Acetylcholine Metabolism and Affects Recognition Memory. *Neurotox Res*. 34:363-374.

Cowie RH. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: their biology, impacts and management. En: Barker GM (ed.) *Molluscs as Crop Pests*. Ed. CABI Publishing. Wallingford. Págs. 145-192.

Peruzzo PJ, Porta AA, Ronco AE. 2008. Levels of glyphosate in suface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental pollution*. 156:61-66.

Primost JE, Damián A, Marino JG, Virginia A, Aparicio C, Costa JL, Carriquiriborde P. 2017. Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution*. 229:771-779.

Roy NM, Carneiro B, Ochs J. 2016. Glyphosate induces neurotoxicity in zebrafish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 42: 45-54.

Sawasdee B, Köller H-R. 2010. Metal sensitivity of the embryonic development of the ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Prosobranchia). *Chemosphere* 76: 1016–1016

Solomon K, Thompson D. 2003. Ecological Risk Assessment for Aquatic Organisms from Over-Water Uses of Glyphosate, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews*. 6:3,289-324.

Sly M. 2017. The Argentine portion of the soybean commodity chain. Palgrave Commun 3, 17095. https://doi.org/10.1057/palcomms.2017.95

Tamburi NE, Martín PR. 2016. Effects of absolute fasting on reproduction and survival of the invasive apple snail *Pomacea canaliculata* in its native range. *Current Zoology*. 62:369-375

Xu Y, Ling AJ, Li K, Qin J, Li H. 2017. Effects of Glyphosate-based herbicides on survival, development and growth of invasive snail (*Pomacea canaliculata*) *Aquatic Toxicology*. 193:136-143.

Evaluación de toxicidad de muestras de agua de Lago Lugano (primavera, 2021) en un caracol nativo de agua dulce

María Gimena PAREDES[a*], Karina Alesia BIANCO[a], Renata Julia MENÉNDEZ-HELMAN[b] y Gisela KRISTOFF[a*]

[a] Laboratorio de Evaluación Ecotoxicológica del Agua: Invertebrados Nativos y otros Modelos, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[b] Laboratorio de Enzimología, Estrés Oxidativo y Metabolismo, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail:
paredes.gimena@gmail.com;giselakristoff@hotmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Las reservas ecológica súrbanas resultan de gran importancia como espacios de recreación, educación y protección de las especies. El monitoreo fisicoquímico del agua tiene que complementarse con ensayos ecotoxicológicos para dar información de la biodisponibilidad de los contaminantes y del riesgo ecológico. En este trabajo se evaluaron efectos bioquímicos en el gasterópodo nativo *Biomphalaria straminea* (adultos) expuesto a agua de Lago Lugano (Reserva Ecológica Lago Lugano). Se tomaron las muestras de agua de tres sitios (L1, L2, L3) y se expusieron los caracoles por 14 días. Se utilizó también un control con agua de la canilla declorada, que es el agua que se utiliza para criar los organismos en el laboratorio. Luego de la exposición se realizaron homogenatos del tejido blando total y en los sobrenadantes se determinaron las actividades de carboxilesterasas, colinesterasas, glutatión S-transferasa y catalasa. El agua del Lago Lugano no causó letalidad, pero sí respuestas bioquímicas. Se observó disminución de la actividad decarboxilesterasas medidas con p-nitrofenilbutirato en los caracoles expuestos al agua de L3 y disminución de glutatiónS-transferasa por exposición a los tres sitios del lago, ambas respecto al control. La actividad de catalasa aumentó significativamente por exposición al agua de L2 y L3 respecto al agua de L1. Las actividades de colinesterasas y carboxilesterasas determinadas con p-nitrofenilacetato no se vieron modificadas por la exposición. Estos resultados indican que algunos biomarcadores bioquímicos resultaron sensibles a la contaminación. La disminución de la actividad de enzimas detoxificantes pueden generar efectos tóxicos a otros niveles o a tiempos más prolongados de exposición. La inducción de antioxidantes aumenta la defensa de los organismos. El agua del sitio L1, que puede recibir contaminantes del arroyo Cildañez y del Riachuelo, es el que causa mayor toxicidad en esta especie.

Palabras clave: biomarcadores; *Biomphalaria straminea*; contaminación; parámetros fisicoquímicos; reserva ecológica

1. Introducción

Las reservas ecológicas urbanas resultan de gran importancia como espacios de recreación, educación y protección de las especies. El lago Lugano forma parte de la Reserva Ecológica Lago Lugano y se ubica al sur de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. Por la margen izquierda del Lago Lugano, corre el sector inferior del arroyo Cildañez en su tramo a cielo

abierto, y próximo a su desembocadura en el Riachuelo. El lago puede recibir contaminantes industriales y domésticos especialmente en épocas de lluvia. El monitoreo fisicoquímico del agua tiene que complementarse con ensayos ecotoxicológicos para dar información de la biodisponibilidad de los contaminantes y del riesgo ecológico. Otros autores describieron la presencia de metales pesados, bacterias coliformes, floraciones algales y aumento de nutrientes (Allende *et al.*, 2019). En un trabajo anterior reportamos que el agua muestreada de tres sitios del lago (L1, L2 y L3) presentaba alta conductividad, turbidez y nutrientes como nitratos, nitritos y fósforo. Además, causaba efectos tóxicos sobre la embriogénesis, eclosión de los juveniles y su supervivencia en el caracol nativo de agua dulce *Biomphalaria straminea* (Paredes *et al.,* 2022).

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar efectos en distintos parámetros bioquímicos (actividad de colinesterasa (ChE), carboxilesterasas (CEs), glutatión S-transferasa (GST) y catalasa (CAT)) en organismos adultos de *B. straminea* expuestos subcrónicamente a las mismas muestras de agua (L1, L2, L3) de Lago Lugano.

2. Materiales y Métodos

2.1 Muestreos y parámetros fisicoquímicos

Los muestreos de agua del Lago Lugano se realizaron en noviembre del año 2021 en tres sitios (L1): 34°40'54.5"S - 58°26'35.1"O (desde la pared, sitio más cercano al Riachuelo); (L2): 34°40'44.8"S - 58°26'37.0"O (desde la orilla, sitio con fauna y flora) y (L3): 34°40'49.1"S - 58°26'45.9"O (desde un bote). *In situ* se determinaron la conductividad, pH, temperatura y oxígeno disuelto (Paredes *et al*., 2022) siendo similares en los 3 sitios (1430 ± 56 µS.cm^{-1}, 8.47 ± 0.06, 26.0 ± 2.3°C y 11.0 ± 1.4ppm, respectivamente). Las muestras fueron trasladadas refrigeradas inmediatamente. En el laboratorio se determinaron los parámetros mencionados en el agua de la canilla declorada (AC). La conductividad fue menor que en los sitios del lago (270 µs cm^{-1}).

2.2. Organismos

Se utilizaron *B. straminea* cultivados en nuestro laboratorio en peceras con (AC) a una temperatura de 23°C ± 1 y un fotoperíodo de 12:12 h (Luz: Oscuridad), alimentándose con lechuga mantecosa.

2.3. Bioensayos

Los bioensayos tuvieron una duración de 14 días y se realizaron bajo las mismas condiciones de temperatura y luz que en los cultivos. Se utilizaron 20 caracoles adultos por tratamiento (AC, L1, L2 y L3).

2.4. Homogenatos y determinación de las actividades enzimáticas

A los 14 días de exposición se separaron los tejidos blandos y se poolearon 3-4 caracoles (debido a su pequeño tamaño) del mismo tratamiento para hacer los homogenatos en buffer Tris/Hcl pH 7.5. En los sobrenadantes de la centrifugación a 11000 xg por 15 minutos se

determinó el contenido total de proteínas para expresar las actividades enzimáticas como relativas y las actividades de colinesterasas (ChE) utilizando ioduro de acetiltiocolina como sustrato; carboxilesterasas (CEs) con p-nitrofenilacetato (p-NFA) y p-nitrofenilbutirato (p-NFB); glutatión s-transferasa (GST) utilizando glutatión y 2.4-dinitroclorobenceno; y catalasa(CAT) monitoreando la degradación del peróxido de hidrógeno (Cossi *et al*., 2018).

2.5. Análisis estadístico

Los resultados se analizaron a través del análisis de varianzas (ANOVA de un factor) y el test de Tukey de comparaciones múltiples. Se utilizó el paquete R y se consideraron estadísticamente significativos los resultados con $p<0.05$.

3. Resultados y Discusión

No se observó letalidad significativa en ninguno de los tratamientos (1 caracol muerto por exposición al agua de L1 y L3), sin embargo, la exposición por 14 días al agua de Lago Lugano alteró algunos parámetros bioquímicos. La actividad de Ces medidas con p-NFB disminuyó significativamente (24%) en los caracoles expuestos al sitio L3 con respecto a los controles (Figura 1A).

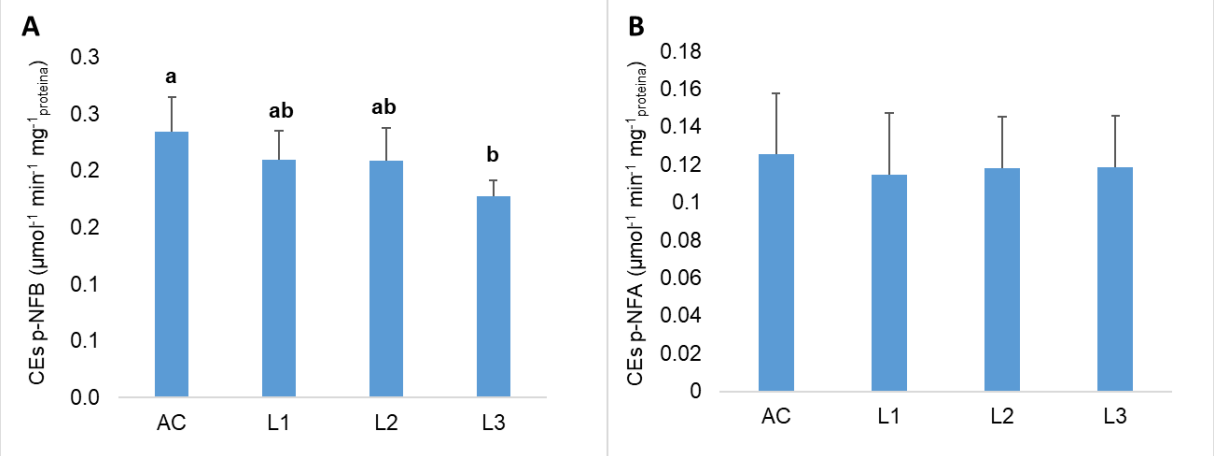


Figura 1. Actividad de carboxilesterasas (CEs) en *Biomphalaria straminea* expuestos a muestras de agua del Lago Lugano. (A): utilizando como sustrato p-nitrofenilbutirato (p-NFB) y (B) utilizando p-nitrofenilacetato (p-NFA). AC: agua del a canilla declorada, L1, L2 y L3: sitios de Lago Lugano. Las letras distintas en el mismo gráfico indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$).

La actividad de GST aumentó en los caracoles expuestos al agua de los 3 sitios (L1 y L2:46 %; L3:36%) (Figura 2), mientras que la actividad de CAT aumentó en los caracoles expuestos a L2 y L3 con respecto a L1 (Figura 3). La actividad de CEs medida con p-NFA (Figura 1B) y la actividad de ChE no se vieron modificadas por la exposición a las muestras de agua.

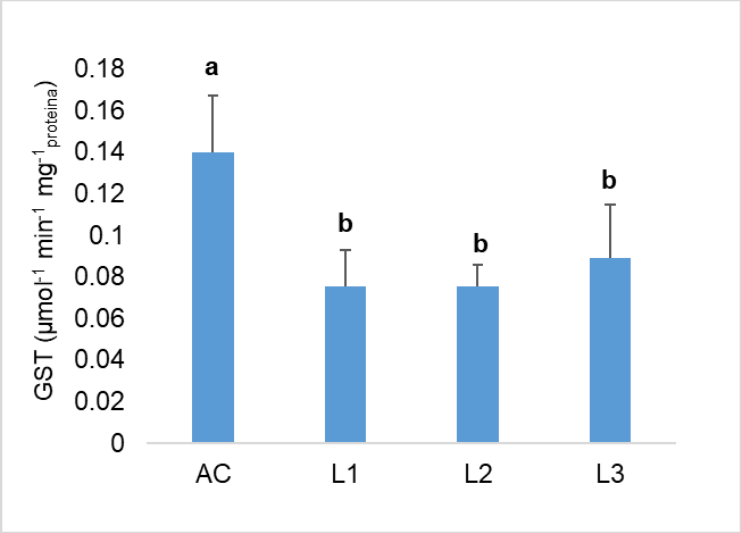


Figura 2. Actividad de glutatión S-transferasa (GST) en *Biomphalaria straminea* expuestos a muestras de agua de Lago Lugano. AC:agua de la canilla declorada, L1, L2 y L3: sitios de Lago Lugano. Las letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$)

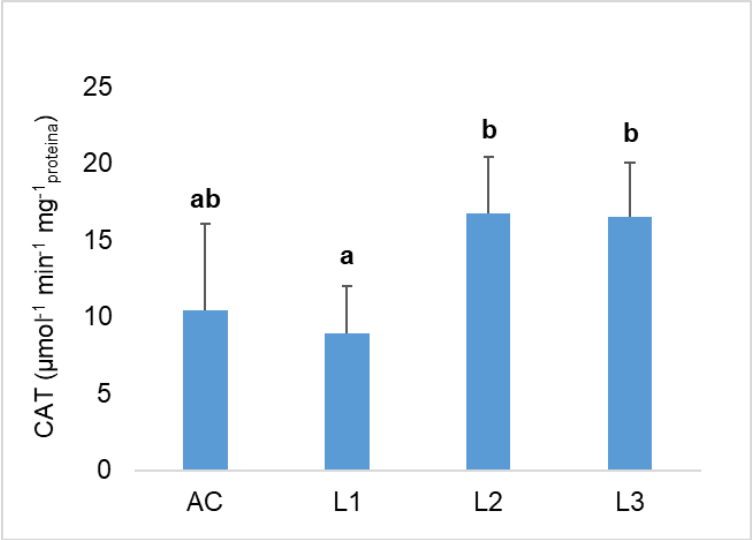


Figura 3. Actividad de catalasa (CAT) en *Biomphalaria straminea* expuestos a muestras de agua del Lago Lugano. AC: agua de la canilla declorada, L1, L2 y L3: sitios de Lago Lugano. Las letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$).

Las CEs son una familia de isoenzimas que hidrolizan carboxílesteres presentes en algunos xenobióticos. En este caso sólo se modificó la actividad medida con p-NFB, siendo frecuente la diferencia en la sensibilidad a contaminantes según el sustrato utilizado. GST cataliza la conjugación de compuestos electrofílicos con el glutatión y de esta manera se favorece la eliminación del tóxico del organismo. La disminución de estas actividades disminuye la capacidad de detoxificación y por lo tanto aumenta la toxicidad. Por otro lado, en los sitios L2 y L3 el aumento de CAT (con respecto a L1) indicaría una inducción de sistemas antioxidantes que actúan defendiendo a los organismos de EROS. Sin embargo, es necesario determinar otros sistemas antioxidantes, así como parámetros de daño oxidativo.

En comparación con resultados previos obtenidos por la exposición a las mismas muestras de Lago Lugano de los estadíos tempranos de esta especie (Paredes *et al.,* 2022), se observa que son éstos (embriones y juveniles) más susceptibles a la presencia de contaminantes que los caracoles adultos. Así como en los parámetros reproductivos, el agua del sitio L1 es la que causa mayor toxicidad en los caracoles adultos, disminuyendo la actividad de ambas enzimas detoxificantes y sin aumentar la defensa antioxidante CAT.

4. Conclusiones

Los resultados indican que el agua de lago Lugano no produce letalidad significativa en los caracoles adultos *B. straminea*, sin embargo, algunos biomarcadores bioquímicos resultaron sensibles a la contaminación. La disminución de la actividad de enzimas detoxificantes pueden generar efectos tóxicos a otros niveles o a tiempos más prolongados. La inducción de antioxidantes como CAT aumenta la defensa de los organismos. El agua del sitio L1, que puede recibir contaminantes del arroyo Cildañez y del Riachuelo, es la que causa mayor toxicidad en *B. straminea*.

Agradecimientos: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, PUE-CONICET (IQUIBICEN), Universidad de Buenos Aires por los subsidios otorgados. Plan Hidráulico de la Ciudad de Buenos Aires y a la Agencia de Protección Ambiental Ciudad de Buenos Aires.

Referencias bibliográficas

Allende L, Fontanarosa MS, Murno A, Sinistro R. 2019. Phytoplankton functional group classifications as a tool for biomonitoring shallow lakes: a case study. *Knowledge Management Aquatic Ecosystems.* 420: 5.

Cossi P, Herbert L, Yusseppone MS, Pérez, A, Kristoff G. 2018.Environmentalconcentrations of azinphos-methyl cause different toxic effects without affecting themain target (cholinesterases) in the freshwater gastropod *Biomphalarias traminea. Ecotoxicology Environmental Safety*162: 287-295.

Paredes MG, Bianco KA, Menéndez-Helman RJ, Kristoff G. 2022. Aquatic contamination in Lugano Lake (Lugano Lake Ecological Reserve, Buenos Aires, Argentina) causes negative effects on the reproduction and juvenile survival of thentative gastropod *Biomphalariastraminea. Frontiers in Physiology*, 13: 954868. Inpresshttps://doi:10.3389/fphys2022.95486

Efectos de la Cypermetrina sobre el comportamiento y la demanda energética de hembras reproductivas de *Macrobrachium borellii* (Decapoda: Palaemonidae)

María Eugenia SCARDAMAGLIA[a*], Constanza MULREEDY[a], Sabrina LAVARÍAS[a] y Karine DELEVATI COLPO[a]

[a] Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA), UNLP–CONICET–FCNyM

[*]Correspondencia a los autores, E- mail: euge.scardamaglia@ilpla.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

La Cypermetrina (CYP) es uno de los piretroides más usados en Argentina. Su toxicidad afecta a organismos acuáticos no blanco, como los invertebrados que habitan arroyos pampeanos aledaños a zonas de producción agrícola. El presente trabajo evalúa el efecto de la CYP sobre hembras reproductivas de *Macrobrachium borellii*. Se comparó el comportamiento de hembras ovígeras yno ovígeras con ovarios desarrollados que fueron expuestas por 96hs a una concentración subletal (0.006µg/L) de CYP, con hembras que estuvieron en condición control (sin plaguicida). Se analizó la tasa de batimientos de pleópodos (TBP)de las hembras, y el contenido de glucógeno en el músculo abdominal como indicativo de su reserva de energía. Se identificaron cinco tipos de comportamientos: inactividad, caminata, natación, batimiento de pleópodos sin desplazamiento y mantenimiento de la puesta. Los resultados indican que la actividad y la demanda energética de las hembras de *M borellii* variaron respondiendo a un gradiente, que tiene en un extremo a las hembras ovígeras expuestas a CYP ya que las mismas presentaron la mayor TBP y el menor contenido de glucógeno en el abdomen. En el otro extremo del gradiente están las hembras control no ovígeras con menor TBP y mayor contenido de glucógeno, mientras que las hembras control ovígeras y las tratadas no ovígeras presentaron valores intermedios. Por lo tanto, este estudio sugiere que el factor de estrés (exposición a CYP) implica un costo energético más importante que el del cuidado de los embriones.

Palabras clave: piretroides; invertebrados acuáticos; reproducción; arroyos pampeanos

1. Introducción

En los arroyos tributarios del Río de La Plata existe una elevada riqueza de macrófitas, hongos, aves, peces e invertebrados, que suelen verse perjudicados por el uso de insecticidas en campos aledaños de producción agrícola (Tarda *et al*., 2019; Paredes del Puerto *et al*., 2020; Altieri *et al*., 2022). Uno de los principales insecticidas detectados en la región es el piretroide cypermetrina (CYP) (Mugni*et al*.,

2011; Mac Loughline*t al*., 2017) que se utiliza en agricultura como insecticida y genera daño en organismos no blanco (Arias *et al*., 2020). Su mecanismo principal de acción consiste en la interacción con los canales de sodio, lo que provoca un estado de hiperexcitabilidad que resulta en su efecto neurotóxico (Ray, 2001).Los crustáceos son particularmente susceptibles a la CYP en comparación a otros organismos acuáticos como renacuajos, peces u oligoquetos (Saha y Kaviraj, 2008).

El camarón *Macrobrachiumborellii* presenta una elevada densidad y biomasa en arroyos pampeanos, donde es fuente alimenticia de aves, y peces representando un eslabón fundamental en las tramas tróficas de estos sistemas acuáticos (Ringuelet *et al.*, 1980; Carvalho y Collins, 2011).En la época reproductiva, las hembras portan la masa de huevos en los pleópodos y los mueven para mantener los embriones limpios y oxigenados. Este comportamiento de cuidado incrementa la demanda metabólica de hembras ovígeras (Guadagnoli *et al*., 2005; Fernandez *et al*., 2000). En este sentido, el presente estudio tuvo el objetivo de comparar los comportamientos de hembras reproductivas de *M. borellii* y el costo energético de los mismos cuando dichas hembras están ovígeras y bajo condición de estrés (expuestas a dosis subletal de CYP).

2. Materiales y Métodos

Las hembras de *M. borellii* fueron colectadas en el Arroyo Chubichaminí (35° 6' 22" S, 57°39' 56" O) en noviembre del año 2021, utilizándose tamices. Las hembras ovígeras fueron seleccionadas por la presencia de huevos en el abdomen y las no ovígeras por la visualización, por transparencia, de las gónadas desarrolladas. En el laboratorio fueron colocadas individualmente en peceras con 2,5 litros de agua declorinada, aireación constante, temperatura de 23 ± 1°C y se mantuvieron bajo condición de ayuno. Fueron separadas en cuatro grupos: control no ovígeras (N=5), control ovígeras (N=9), tratadas no ovígeras (N=9), tratadas ovígeras (N=11).Las hembras control permanecieron en agua declorinada, mientras las hembras tratadas fueron expuestas a una concentración de 0.006µg/L de CYP, que representa 5% de la dosis letal (Lavarías *et al*., 2022).

Transcurridas 96 horas bajo las condiciones experimentales, cada hembra fue filmada por 5 minutos. Posteriormente, cada hembra fue anestesiada en frio y se registró el largo del caparazón (mm) y el peso fresco (mg). Luego se extrajo cuidadosamente el abdomen de cada hembra y se almacenaron a -20°C hasta la determinación del contenido de glucógeno.

Los videos fueron analizados cuadro a cuadro con el objetivo de registrar los comportamientos que las hembras realizaron y el tiempo invertido en cada uno. Además, se calculó la tasa de batimiento pleopodal (TBP= número de batimientos de pleópodos por minuto). Dado que el movimiento de los pleópodos depende de la musculatura abdominal, se determinó el contenido de glucógeno en este músculo como principal indicativo del costo energético. Un bajo contenido de glucógeno indicaría elevado costo energético como consecuencia de una intensa actividad (Li *et al.,* 2018). El contenido de glucógeno fue determinado según el protocolo descrito por Van Handel (1965).

La TBP y el contenido de glucógeno fueron comparados entre los tratamientos por medio de análisis de varianzas (ANOVA), seguido por test de Tukey. En caso de heterocedasticidad, los datos fueron transformados (log+1).

3. Resultados y Discusión

Las hembras de *M. borellii* realizaron cinco comportamientos diferentes: inactividad, caminata, natación, batimiento de pleópodos sin desplazamiento y mantenimiento de la puesta (Tabla 1). Las hembras control no ovígeras estuvieron en promedio 43% más tiempo inactivas que el resto de las hembras. La natación fue un comportamiento exclusivo de las hembras no ovígeras (tanto control como tratadas). Las hembras ovígerastratadas invirtieronun 27% más del tiempo realizando mantenimiento de la puesta que las ovígeras control. El batimiento de pleópodos sin desplazamiento fue un comportamiento observado solamente en las hembras tratadas no ovígeras (Figura 1).

Comportamiento	Descripción
Mantenimiento de la puesta	Movimiento rítmico de los pleópodos para oxigenar y limpiar la masa de huevos adosados a ellos.
Inactividad	Estado de quietud, sin movimiento aparente.
Caminata	Desplazamiento sobre el sustrato generado por el movimiento de los pereiópodos, con eventual ayuda de los pleópodos.
Natación	Propulsión vertical u horizontal impulsada por el batimiento de los pleópodos con dirección postero-anterior.
Batimiento de pleópodos sin desplazamiento	Movimiento periódico de los pleópodos, con ausencia de desplazamiento.

Tabla I. Caracterización de los comportamientos registrados para las hembras de *Macrobrachium borellii*

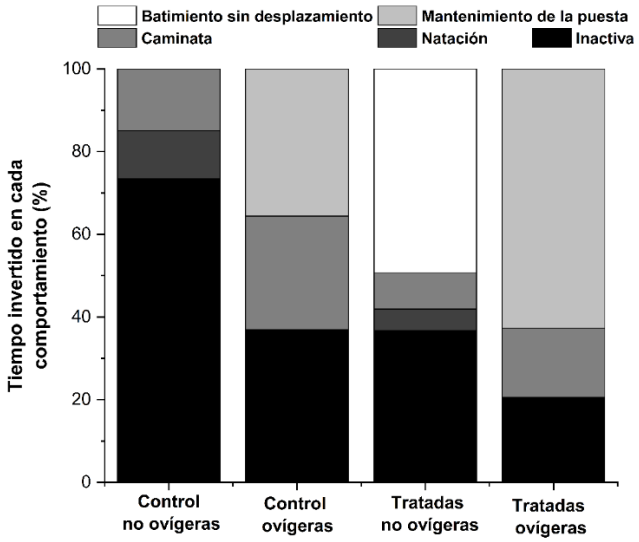


Figura 1. Comportamiento de hembras de *Macrobrachium borellii*. Diferentes comportamientos y el porcentaje de tiempo que hembras control no ovígeras, control ovígeras, tratadas no ovígeras y tratadas ovígeras invirtieron en realizar cada uno.

Dado que las varianzas de la TBP y del contenido de glucógeno fueron desiguales, los datos fueron transformados (log X+1) para cumplir los supuestos del ANOVA (Levene: TBP: F=1.60; p=0.21 y contenido de glucógeno: F= 2.69; p=0.06). Las hembras control no ovígeras presentaron una menor TBP respecto de las tratadas ovígeras, mientras que las hembras control ovígeras y tratadas no ovígeras presentaron TBP intermediarios, y no difirieron de las demás (ANOVA: $F_{3;30}$ = 3.99; p=0.016) (Figura 2 A). Las hembras control no ovígeras presentaron el mayor contenido de glucógeno en abdomen comparadas con las hembras tratadas (ovígeras y no ovígeras). Estos valores fueron intermediarios en las hembras control ovígeras y no difirieron significativamente de los demás tratamientos ($F_{3;30}$ = 5.37; p= 0.004) (Figura 2 B).

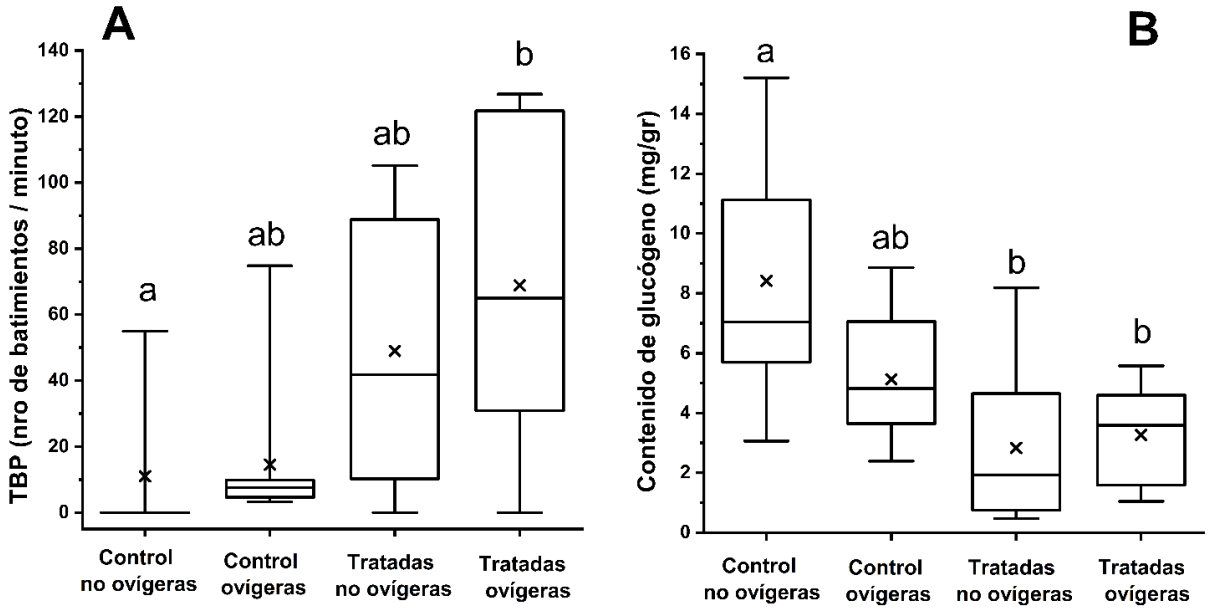


Figura 2. A) tasa de batimiento pleopodal (TBP) y B) contenido de glucógeno en el músculo abdominal, de hembras de *Macrobrachium borellii*. Comparación entre hembras control no ovígeras, control ovígeras, tratadas no ovígeras, tratadas ovígeras (x = promedio, línea = mediana, caja = 25–75%, topes= min–máx.). Letras iguales indican similitud estadística entre los promedios (p>0.05).

La elevada susceptibilidad de los crustáceos a piretroides es esperable ya que estos tóxicos se formulan para el control químico de artrópodos (Saha y Kaviraj, 2008).Posiblemente exista en camarones una alteración neurológica provocada por la cypermetrina, vinculada como en otros invertebrados, a la actividad de la acetilcolinesterasa (Khazri *et al.,* 2015), lo que puede afectar la sinapsis química provocando contracciones musculares erráticas. La hiperactividad como consecuencia de la exposición a este plaguicida se ha registrado para otros crustáceos(Verónica y Collins, 2003; Collins y Cappello, 2006). Además de la acción muscular, otros procesos del metabolismo basal y de la fisiología reproductiva pueden incrementar el costo energético de estas hembras, lo que podría ser evaluado considerando otros parámetros bioquímicos.

4. Conclusiones

La actividad y la demanda energética de las hembras de *M borellii* variaron respondiendo a un gradiente, cuyos extremos están representados, por un lado, por las hembras no ovígeras que no fueron expuestas al pesticida (menor actividad y demanda energética) y por el otro, por las hembras ovígeras expuestas a CYP (mayor actividad y demanda energética). Se sugiere que el factor de estrés (exposición a CYP) causó un costo energético más importante que el del cuidado de los embriones.

Referencias bibliográficas

Altieri P, Ocon C, Jensen R, Capítulo AR, 2022. Effects of Agriculture and Hydrological Changes on Macrophyte and Macroinvertebrate Assemblages: a Case Study in Lowland Riverine Wetlands of Argentina. *Wetlands* 42:48.

Arias M, Bonetto C, Mugni H, 2020. Sublethal effects on *Simocephalusvetulus* (Cladocera: Daphnidae) of pulse exposures of cypermethrin. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 196:110546.

Carvalho D de A, Collins PA, 2011. Ontogenetic predation capacity of *Macrobrachiumborellii* (Caridea: Palaemonidae) on prey from littoral-benthic communities. *Nauplius* 19:71–77.

Collins P, Cappello S, 2006. Cypermethrin Toxicity to Aquatic Life: Bioassays for the Freshwater Prawn *Palaemonetesargentinus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*51:79–85.

Fernandez M, Bock C, Portner H-O, 2000. The cost of being a caring mother: the ignored factor in the reproduction of marine invertebrates. *EcologyLetters*3 : 487-494.

Guadagnoli JA, Jones LA, Reiber CL. 2005. The influence of reproductive state on cardiac parameters and hypoxia tolerance in the Grass Shrimp, *Palaemonetespugio*. *Functional Ecology* 19:976–981.

Khazri A, Sellami B, DellaliM, Corcellas C, Eljarrat E, Barceló D, Beyrem H, Mahmoudi E. 2015 Diastereomeric and enantiomeric selective accumulation of cypermethrin in the freshwater mussel *Unio gibbus* and its effects on biochemical parameters. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 129: 83–88.

Lavarías SML, Colpo KD, Landro SM, Ambrosio ES, Rodrigues Capítulo A, Arrighetti F. 2022 Deleterious effects of two pesticide formulations with different toxicological mechanisms in the hepatopancreas of a freshwater prawn. *Chemosphere* 286:131920.

Li J, Li W, Zhang X, He P, 2018 Physiological and behavioral responses of different modes of locomotion in the whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) (Caridea: Penaeidae). *Journal of Crustacean Biology* 38:79–90.

Mac Loughlin TM, Peluso L, Marino DJG, 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment* 598: 572–580.

Mugni H, Ronco A, Bonetto C. 2011. Insecticide toxicity to *Hyalella curvispina* in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74:350–354.

Paredes del Puerto JM, Garcia ID, Jensen RF, Maiztegui T, Paracampo AH, Garcia de Souza J, Maroñas M, Colautti D. 2020 Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática* 35.

Ray DE. 2001. Pyrethroid insecticides: mechanisms of toxicity, systemic poisoning syndromes, paresthesia, and therapy. In: Krieger R. (Eds.). Handbook of Pesticide Toxicology, Academic Press, USA, pp. 1289-1303.

Ringuelet RA, Iriart R, Escalante A. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*, Atherinidae) en la Laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones Ecológicas de Complementación y Eficiencia Trófica del Plancton. *Limnobios* 1:447–460.

Saha S, Kaviraj A. 2008. Acute Toxicity of Synthetic Pyrethroid Cypermethrin to Some Freshwater Organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80:49–52.

Tarda AS, Saparrat M, Gómez, N. 2019.Assemblage of dematiaceous and Ingoldian fungi associated with leaf litter of decomposing *Typha latifolia* L. (Typhaceae) in riverine wetlands of the Pampean plain (Argentina) exposed to different water quality. *Journal of Environmental Management* 250:109409.

Van Handel E. 1965. Estimation of glycogen in small amounts of tissue. *Analytical Biochemistry* 11:256–265.

Verónica W, Collins PA. 2003. Effects of Cypermethrin on the Freshwater Crab *Trichodactylusborellianus* (Crustacea: Decapoda: Braquiura). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71:106–113.

Efectos letales y subletales del contaminante emergente ivermectina sobre embriones y larvas de *Rhinella arenarum*

Agostina MARTÍNEZ CHEHDA[a*], Julieta PELUSO[a,b], Cristina S. PÉREZ COLL[a,b], Melisa OLIVELLI[a,b] y Carolina M. ARONZON[a,b]

[a] IIIA-UNSAM-CONICET, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad
[b] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: agostinamch@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

La ivermectina (IVM) es un antiparasitario ampliamente utilizado en la cría de ganado. Se considera un contaminante emergente que puede alcanzar cuerpos de agua superficial y causar efectos nocivos sobre especies no blanco como son los anfibios. Éstos se destacan como indicadores de calidad ambiental debido a su alta sensibilidad a cambios en el ambiente. Es por esto que el objetivo de este trabajo fue evaluar la toxicidad letal y subletal de un formulado comercial de IVM sobre el desarrollo embrio-larval de *Rhinella arenarum*, una especie de anuro autóctona. Se realizaron bioensayos de toxicidad estandarizados, en los cuales se expusieron grupos de 10 embriones o larvas por triplicado a distintas concentraciones de IVM y a un control negativo por 336h. Además, se expusieron grupos de50 embriones o larvas por triplicado a tres concentraciones subletales por 96 h para la determinación de biomarcadores de estrés oxidativo: catalasa, glutatión S-transferasa y glutatión reducido. La IVM causó toxicidad letal tiempo y estadio dependiente, en donde a tiempos agudos la etapa larval fue más sensible (CL50-96 h: 1.44 mg/L) y a crónicos el embrionario (CL50-96 h: 51.23 mg/L). Asimismo, el antiparasitario causó alteraciones en los biomarcadores de estrés oxidativo. En conclusión, la IVM podría tener consecuencias negativas sobre especies anfibias nativas, como en este caso los embriones y larvas de *R. arenarum*, mediante la caída en la sobrevida y la defensa antioxidante de los individuos expuestos.

Palabras clave: ecotoxicología; contaminantes emergentes; ivermectina; anfibios

1. Introducción

La ivermectina (IVM) es un antiparasitario veterinario de amplio espectro utilizado mundialmente en el ganado. Luego de la administración de IVM a los animales, su descomposición metabólica es generalmente baja, por lo que entre el 62 y el 98% del antiparasitario administrado se excreta en forma inalterada principalmente en las heces (Verdú *et al.,* 2020). Teniendo en cuenta su baja metabolización y las altas dosis del fármaco que generalmente se administran para asegurar un tratamiento exitoso, la IVM se considera un contaminante emergente con considerable potencial para causar efectos nocivos sobre la biota que no se considera objetivo de la droga (Nunes *et al.,* 2021). El

antiparasitario aumentó su concentración ambiental en la pandemia debido a que se utilizó sin recomendación para prevenir y tratar la infección por COVID-19. Los valores reportados previamente eran de 0.093 µg/L y durante la pandemia de 1.5 µg/L (Morales-Paredes *et al.,* 2022).

Dentro de las especies empleadas en los bioensayos, los anfibios son muy utilizados debido a su alta sensibilidad, permeabilidad del tegumento y branquias y ciclo de vida bifásico. El test estandarizado ANFITOX utiliza embriones y larvas de un anfibio autóctono, *Rhinella arenarum*, para la evaluación de la toxicidad de diversas matrices (Pérez Coll *et al.,* 2017; Peluso *et al.,* 2020). *R. arenarum* es una especie representativa de la herpetofauna argentina por su relativa abundancia y amplia distribución. Los bioensayos de toxicidad evalúan el riesgo potencial de la exposición a sustancias químicas de diverso origen, constituyendo una herramienta de diagnóstico realista.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto letal y subletal del antiparasitario IVM en la etapa embrionaria (a partir del E.4-6) y larval temprana (E.25) del anfibio autóctono *Rhinella arenarum* mediante bioensayos estandarizados y el análisis de biomarcadores de estrés oxidativo.

2. Materiales y Métodos

2.1 Obtención del material biológico

La ovulación de hembras de *R. arenarum* y el mantenimiento de los individuos se hizo siguiendo el protocolo ANFITOX (Pérez Coll *et al*., 2017; Peluso *et al.,* 2020). Los individuos fueron mantenidos en una solución fisiológica para anfibios, SA (mg/L: Na^+ 14.75, Cl^- 22.71, K^+ 0.26, Ca^{2+} 0.36 y HCO_3^- 1.45), asegurando la disponibilidad de oxígeno. Los estadios embrionarios y larval se definieron según Del Conte y Sirlin (1952). El manejo de los animales se realizó de acuerdo a las normas para el uso de anfibios en la investigación en laboratorio (Beaupre *et al.*, 2004), controladas y aprobadas por el CICUAE-UNSAM (Res. 1/2022).

2.2 Sustancia de prueba

Los bioensayos se realizaron utilizando un formulado comercial de ivermectina (IVM) FACyT SRL (1% de ingrediente activo). Es importante evaluar la toxicidad de los formulados comerciales ya que son la forma real del fármaco que se utiliza y la que puede llegar al ambiente en mayor concentración. Las soluciones de IVM de uso se prepararon por dilución de dos soluciones madre (2 y 400 mg/L) en SA. Luego, se realizó un gradiente de concentraciones en SA en el rango de $1.5x10^{-4}$ a 250 mg/L para el bioensayo con los embriones y entre 1 y 100000 µg/L para las larvas. La concentración de IVM en la solución madre se determinó mediante HPLC-MS utilizando un ThermoScientific Ultimate 3000. El error entre la concentración nominal y la medida no superó el 5%.

2.2 Bioensayos de toxicidad

Los bioensayos de toxicidad se llevaron a cabo de acuerdo con el protocolo ANFITOX (Pérez Coll *et al.,* 2017; Peluso *et al.,* 2020). Para cada condición experimental, se colocaron 10 embriones (a partir de E.4-6) o 10 larvas tempranas (E.25) en placas de Petri de vidrio cubiertas (diámetro: 10 cm), por triplicado que contenían 33 mL de soluciones de prueba o SA (control) durante 336 h. El medio se renovó cada 48 h y las larvas fueron alimentadas con alimento balanceado para peces (TetraColor ®). La temperatura y el fotoperiodo se mantuvieron constantes (20±2 °C; 14/10 h luz/oscuridad). Se evaluaron los efectos letales cada 24 h.

2.3 Biomarcadores de estrés oxidativo

Para la medición de los biomarcadores de estrés oxidativo se expusieron 50 embriones o larvas por triplicado al control en SA y a tres concentraciones de IVM (0.2; 0.4 y 0.8 µg/L) por 96 h. Una vez finalizada la exposición, las muestras fueron homogenizadas (0.154 M KCl con inhibidores de proteasas) y centrifugadas (20 min a 10000 g). Sobre el sobrenadante se midieron proteínas de acuerdo al método Bradford (1976). Se midió la actividad enzimática de Catalasa (CAT) según Lück (1965), Glutatión-S-transferasa (GST) según Habig *et al.,* (1974) y la concentración de glutatión reducido (GSH) según Anderson (1985).

2.4 Análisis estadístico

Las concentraciones letales 50 (CL50) se calcularon por Probits mediante el programa Statgraphics Centurion XVI y los gráficos y análisis estadísticos de los biomarcadores (ANOVA de un factor + post test de Dunnet) se realizaron con el GraphPad Prism 8.

3. Resultados y Discusión

3.1 Bioensayo de toxicidad crónico

La figura 1 muestra la toxicidad letal de la IVM para embriones y larvas de *R. arenarum*. La toxicidad fue tiempo y estadio dependiente. A las 96 h, las larvas (CL50-96 h: 1.44 (1.23-1.69 mg/L) resultaron mucho más sensibles que los embriones (CL50-96 h: 51.23 (43.49-61.62 mg/L), lo cual está en línea con lo previamente informado para embriones de *Danio rerio* (Oliveira *et al.,* 2016). En otros trabajos, los valores de toxicidad aguda (CL50-96h) oscilaron entre 0.003 mg/L para *Oncorhynchus mykiss*, 0.0048 mg/L para *Lepomis macrochirus* y para *Danio rerio* en estadio juvenil de 0.017±0.002 mg/L y en embrionario de CL50>0.8 mg/L (Halley *et al.,* 1989; Domingues *et al.,* 2016). Sin embargo, en el presente trabajo, las CL50s disminuyeron significativamente, alcanzando valores de 0.12 (0.09-0.16) mg/L y 0.14 (0.11-0.16) mg/L para embriones y larvas, respectivamente a tiempos crónicos de exposición (336 h). Este resultado destaca la importancia de evaluar también la toxicidad a tiempos crónicos de exposición a fin de no subestimar la toxicidad. Por otro lado, se observó una inversión en el patrón de toxicidad, por la cual la etapa larval fue más sensible

a tiempos agudos de exposición, mientras que la exposición desde el periodo embrionario fue más sensible a tiempos crónicos, lo que destaca la importancia de evaluar la toxicidad en diferentes periodos del desarrollo a fin de establecer umbrales de protección para las especies nativas.

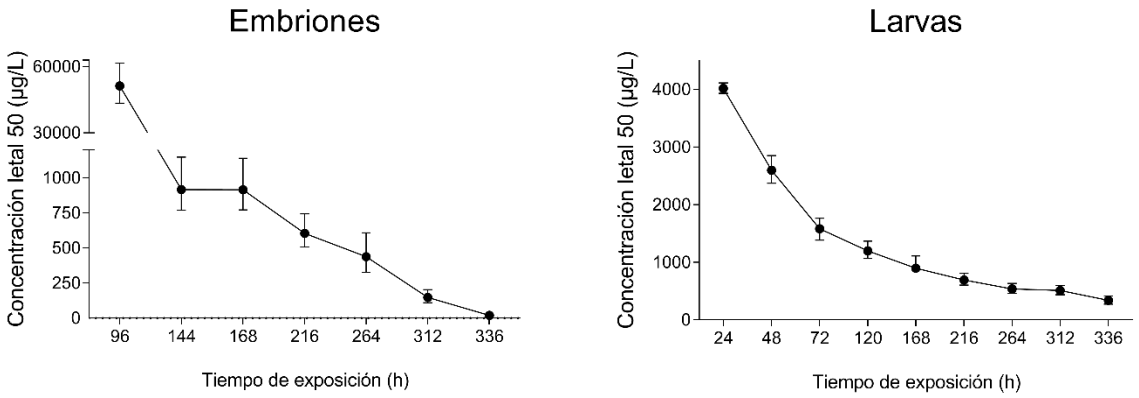


Figura 1. Perfiles de toxicidad de un formulado comercial de ivermectina para embriones (A) y larvas (B) de *Rhinella arenarum* graficados a partir de las concentraciones letales 50 (µg/L) y sus intervalos de confianza (95%). * diferencias significativas ($p<0.05$) con la CL50 del tiempo anterior.

3.2 Biomarcadores de estrés oxidativo

Los marcadores de estrés oxidativo se vieron alterados tanto en los embriones como en las larvas de *R. arenarum* expuestos a concentraciones subletales. En el periodo embrionario, la concentración de 0.4 µg/L causó un aumento en la actividad de CAT y los niveles de GSH (Figuras 2 A y C). Por su lado, la concentración de 0.8 µg/L causó una disminución en los niveles de GST y un aumento de GSH (Figura 2 B y C). En el periodo larval, la concentración de 0.2 µg/L aumentó los niveles de GST (Figura 2 E), mientras que la concentración de 0.8 µg/L aumentó los niveles de GST y causó una disminución en los de GSH (Figura 2 E y F). En trabajos previos, la IVM también causó estrés oxidativo en peces de las especies *Oncorhynchus mykiss* y *Clarias gariepinus* y (Ogueji *et al.,* 2020; Sakin *et al.,* 2012). El estrés oxidativo que ocurre a concentraciones subletales puede dañar macromoléculas de importancia biológica como proteínas, carbohidratos, lípidos y ácidos nucleicos (Abdollahi *et al.,* 2004).

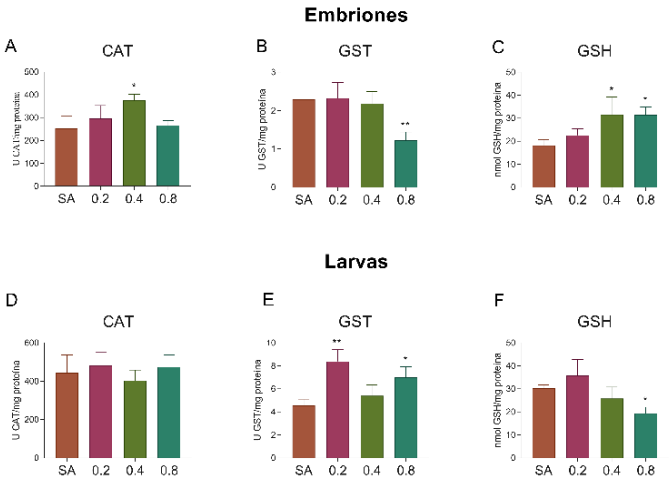


Figura 2. Biomarcadores de estrés oxidativo en embriones y larvas de R. *arenarum* expuestos a un formulado comercial de IVM: actividad de catalasa, CAT (A, D), actividad de glutatión S-transferasa, GST (B, E), niveles de glutatión reducido, GSH (C, F).

4. Conclusiones

El contaminante emergente IVM causó efectos letales y subletales en ambos periodos del desarrollo de *R. arenarum*. En particular, concentraciones menores a las ambientales previamente reportadas causaron estrés oxidativo, lo que destaca el riesgo de la presencia de la sustancia en el ambiente.

Agradecimientos: ANPCyT FONCyT (N° PICT 02201-2020)

Referencias bibliográficas

Abdollahi M, Ranjbar A, Shadnia S, Nikfar S, Rezaie A. 2004. Pesticides and oxidative stress: a review. *Med Sci Monit*. 10(6):RA141-7.

Anderson ME. 1985. Determination of glutathione and glutathione disulfide in biological samples. *Methods Enzymol*. 113:548-55.

Beaupre SJ, Jacobson ER, Lillywhite HB, Zamudio K. 2004. Guidelines for use of live amphibians and reptiles in field and laboratory research. In: Herpetological Animal Care and Use Committee of the American Society of Ichthyologists and Herpetologists

Del Conte E, Sirlin JL. 1952. Pattern series of the first embryonary stages in Bufo arenarum. *Anat Rec*. 112(1):125-35.

Domingues I, Oliveira R, Soares AM, Amorim, MJ. 2016. Effects of ivermectin on Danio rerio: a multiple endpoint approach: behaviour, weight and subcellular markers. *Ecotoxicology*. 25(3), 491–499.

Habig WH, Pabst MJ, Jakoby WB. 1974. Glutathione S-transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of biological Chemistry*. 249: 7130-7139.

Halley BA, Jacob TA, Lu AYH. 1989. The environmental impact of the use of ivermectin: environmental effects and fate. *Chemosphere*. 18(7-8), 1543–1563.

Lück H. 1965. Catalase. *Methods of enzymatic analysis*. Elsevier. pp. 885-894.

Morales-Paredes CA, Rodríguez-Díaz JM, Boluda-Botella N. 2022. Pharmaceutical compounds used in the COVID-19 pandemic: A review of their presence in water and treatment techniques for their elimination. *Sci Total Environ*. 814:152691.

Nunes B, Pinheiro D, Gomes A. 2021. Effect of sublethal concentrations of the antiparasitic ivermectin on the polychaeta species Hediste diversicolor: biochemical and behavioral responses. *Ecotoxicology*. 30(9), 1841–1853.

Ogueji E, Nwani C, Mbah C, Iheanacho S, Nweke F. 2020. Oxidative stress, biochemical, lipid peroxidation, and antioxidant responses in Clarias gariepinus exposed to acute concentrations of ivermectin. *Environ Sci Pollut Res Int*. 27(14):16806-16815.

Oliveira R, Grisolia CK, Monteiro MS, Soares AM, Domingues I. 2016. Multilevel assessment of ivermectin effects using different zebrafish life stages. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*.

187:50-61.

Peluso J, Aronzon CM, de Molina MDCR, Rojas DE, Cristos D, Coll CSP. 2020. Integrated analysis of the quality of water bodies from the lower Paraná River basin with different productive uses by physicochemical and biological indicators. *Environmental Pollution*. 263, 114434.

Pérez Coll CS, Aronzon CM, Svartz GV. 2017. Developmental Stages of Rhinella arenarum (Anura, Bufonidae) in Toxicity Studies: AMPHITOX, a Customized Laboratory Assay. *Ecotoxicology and Genotoxicology: Non-Traditional Aquatic Models*. Larramendy, M. L., Ed.; Thomas Graham House Science Park; Royal Society of Chemistry: Cambridge, UK. pp 407–424.

Sakin F, Yonar SM, Yonar ME, Sağlam, N. 2012. Changes in Selected Immunological Parameters and Oxidative Stress Responses in Different Organs of Oncorhynchus mykiss Exposed to Ivermectin. *Revista de Chimie.*

Verdú JR, Cortez V, Ortiz AJ, Lumaret JP, Lobo JM, Sánchez-Piñero F. 2020. Biomagnification and body distribution of ivermectin in dung beetles. *Sci Rep*. 10(1):9073.

Análisis de la calidad de cuerpos de agua pertenecientes a zonas agropecuarias

Julieta PELUSO[a,b], Agostina MARTÍNEZ CHEHDA[a*], Cristina S. Pérez Coll[a,b], Melisa Olivelli[a,b], Florencia Gonzalez[c], Lautaro Valenzuela[c], Dante E. Rojas[d], Diego Cristos[d] y Carolina M. ARONZON[a,b]

[a] IIIA-UNSAM-CONICET, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad
[b] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, CONICET.
[c] Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X Gerencia Química. CNEA
[d] Instituto De Investigación Tecnología de Alimentos. INTA
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: agostinamch@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples.

Resumen

Las actividades agropecuarias, como la agricultura y ganadería afectan los ecosistemas acuáticos circundantes. En particular, en el norte de la provincia de Buenos Aires predominan las actividades agropecuarias, las cuales pueden influir negativamente en la calidad de los cuerpos de agua circundantes, afectando a los organismos que allí habitan por ejemplo, los anfibios. Es por esto que el objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad ambiental de dos arroyos próximos a dos establecimientos con distinta carga ganadera mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos y ecotoxicológicos *in situ* y en muestras de agua superficial y sedimentos. Los sitios circundantes al feedlot de mayor carga ganadera presentaron bajos niveles de oxígeno disuelto y altos valores de materia orgánica. Se detectaron plaguicidas en todos los sitios y altos niveles de ivermectina en sedimentos del sitio más cercano al feedlot de mayor carga. Las muestras de agua de todos los sitios causaron letalidad a tiempos crónicos de exposición y alteraciones en las defensas antioxidantes a tiempos agudos. La evaluación de la calidad del agua a través de variables fisicoquímicas y biológicas permitió analizar la calidad de los sitios estudiados y las posibles consecuencias sobre una especie de anfibio nativa. Por lo tanto, se enfatiza la necesidad de realizar un monitoreo integrado y continuo de estos ecosistemas que permita llevar a cabo un manejo sostenible de los recursos.

Palabras clave: ecotoxicología; bioensayos; anfibios; ganadería

1. Introducción

Las actividades agropecuarias son los pilares fundamentales de la economía argentina. La expansión de la agricultura ha desplazado la producción de bovinos hacia áreas marginales de menor productividad. Esto llevó a la intensificación de la ganadería mediante el engorde en corrales (feedlot) pero el hacinamiento de los animales condujo a un aumento en la utilización de productos veterinarios. Dentro de los más utilizados se destaca el antiparasitario ivermectina.

Tradicionalmente la calidad del agua se ha evaluado mediante la determinación de parámetros fisicoquímicos. Sin embargo, los bioensayos de toxicidad son herramientas útiles a la hora de conocer los efectos de dichos cuerpos de agua sobre un organismo de interés como pueden ser los anfibios. Éstos son organismos altamente sensibles a cambios en el

ambiente. En particular, *Rhinella arenarum*, es una especie de bufónidos nativa, que habita ecosistemas altamente modificados por las actividades antrópicas (Pérez Coll *et al*., 2017). Por otra parte, los biomarcadores complementan los bioensayos ya que permiten evaluar los efectos subletales tempranos producto de la exposición a contaminantes. Dentro de los más utilizados se encuentran los biomarcadores de estrés oxidativo. El presente trabajo propone evaluar mediante parámetros fisicoquímicos (metales, plaguicidas e ivermectina) y ecotoxicológicos (bioensayos de toxicidad y biomarcadores), la calidad de muestras de agua superficial de arroyos cercanos a dos feedlots con diferente carga ganadera.

2. Materiales y Métodos

2.1. Zona de estudio y protocolo de muestreo

En el área de estudio (Baradero, noroeste de la provincia de Buenos Aires), se seleccionaron dos arroyos (Figura 1). En el arroyo Doblado grande se eligieron tres sitios: aguas arriba (Sitio a), a la altura (Sitio b) y aguas abajo (Sitio c) de un feedlot con alta carga ganadera. Sobre un arroyo afluente del Río Arrecifes se eligieron dos puntos: aguas arriba (Sitio d) y aguas abajo (Sitio e) de un feedlot de menor carga ganadera. Se tomaron muestras de agua de acuerdo a Alberro *et al*., 2011 y sedimentos según ASTM, 2014 (para la determinación de ivermectina) durante la primavera 2021.



Figura 1. Mapa elaborado personalmente con mapas del Instituto Geográfico Nacional, 2000, utilizando QGIS.

2.2. Análisis de parámetros fisicoquímicos

Se caracterizaron los sitios del arroyo mediante la medición *in situ* de la conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) (sonda multiparamétrica HORIBA U-50). En laboratorio, se midieron: nitratos, amonio, fosfatos (protocolos HACH, espectrofotómetro HACH DR-1900)

y carbono orgánico disuelto (Shimadzu analyzer TOC-5000A, SM 5310B). Se determinaron metales en muestras de agua por Fluorescencia de Rayos X por Reflexión total (TXRF) y las concentraciones de ivermectina y plaguicidas por HPLC-MS (ThermoScientific Ultimate 3000 equipado con un muestreador automático) en muestras de agua y sedimentos.

2.3. Obtención del material biológico

Para la obtención del material biológico y los bioensayos de toxicidad se siguió el protocolo ANFITOX (Pérez Coll *et al.*, 2017). El manejo de los animales se realizó de acuerdo a las normas para el uso de anfibios en la investigación en laboratorio (Beaupre *et al.*, 2004), controladas y aprobadas por el CICUAE-UNSAM (Res. 1/2022).

2.4. Bioensayos de toxicidad

La toxicidad se determinó mediante bioensayos crónicos (504h) estandarizados ANFITOX en laboratorio. Se colocaron 10 larvas (E.25) de *R. arenarum* en cápsulas de Petri (ø 10 cm) con 40 mL de la muestra de agua de cada sitio y en Solución ANFITOX (SA, control) (por triplicado) a 20°C +/-1 y fotoperiodo natural. Las larvas se alimentaron con alimento para peces TetraColor ® día por medio, con los cambios de medio.

2.5. Biomarcadores de estrés oxidativo

Se expusieron por 96 h, 50 larvas (E.25) por triplicado a las muestras ambientales de cada sitio sin diluir y a SA (control). Luego los individuos se lavaron, secaron, se congelaron, homogeneizaron (KCl 0,154 M con inhibidores de proteasas) y centrifugaron (10000 g/ 20 min). Se midieron: proteínas según Bradford, 1976; catalasa (CAT) según Lück, 1965; glutatión-S-Transferasa (GST) según Habig *et al.*, 1974; glutatión reducido (GSH) según Anderson, 1985 y lipoperoxidación (TBARS) por la técnica de Buege y Aust, 1978.

2.6. Análisis estadístico

Los valores de los biomarcadores se compararon mediante ANOVA de un factor (post test de Tuckey) si cumplían los requisitos de normalidad. En caso de no hacerlo se realizaron tests no paramétricos.

3. Resultados y Discusión

3.1 Parámetros fisicoquímicos

Los sitios a, b y c presentaron bajos valores de OD, inferiores al límite de protección de la vida acuática (5.5 mg/L) y valores elevados de fosfatos en todos los sitios, como se han reportado previamente para zonas agropecuarias. En los sitios a, b y c, hubo mayor contaminación por materia orgánica, vinculada a la cría de ganado y a actividades agrícolas de la zona. Los niveles de Cr excedieron el límite para la protección de la vida acuática (Ley 24051, decreto 831/93 (0.002 mg/L)) en los sitios a y e. El Cu y el Zn excedieron sus límites correspondientes (0.002 y 0.03 mg/L) en todos los sitios. El Pb excedió su límite (0.001 mg/L) en los sitios a, b, d y e. Los niveles de Cu en el sitio b superaron la CL50 a las 168 h para larvas de *R. arenarum* (Aronzon *et al.*, 2011) (Tabla 1).

Se detectó ivermectina en agua y en sedimento (8.03 mg/kg) del sitio b, probablemente ligada al uso ganadero, representando un riesgo para organismos *no blanco* como los anfibios.

Todas las muestras de agua presentaron plaguicidas. En el sitio a se detectó bifentrin, cipermetrina, deltametrina, permetrina y tebuconazol. En el sitio b, se encontraron concentraciones de atrazina (21.33 µg/L) y clorpirifos (21.71 µg/L) y se detectó malatión y permetrina. En el sitio c, se encontró AMPA (10.3 µg/L), glifosato (22.4 µg/L), acetoclor (23.8 µg/L), carbofuran (5.8 µg/L) y metalaxil (14.3 µg/L). El sitio d fue el que presentó mayor variabilidad de plaguicidas, detectándose AMPA, azoxistrobin, cialotrina, cipermetrina, ciproconazole, metalaxil y tebuconazol; y cuantificándose glifosato (6.2 µg/L), atrazina (15.4 µg/L), metalocloro (13.1) y permetrina (10.9 µg/L). Finalmente, en el sitio e sólo se detectó acetoclor.

	CE	OD	Amonio	Nitrato	Fosfato	COD	Cr	Cu	Zn	Pb
Sitio a	0.694	2.43	0.08	0.06	1.1	24.5	D	0.03	0.33	D
Sitio b	0.908	1.73	0.49	0.03	0.7	13.77	ND	0.06	0.14	D
Sitio c	1.190	2.06	ND	0.03	1.4	31.98	ND	0.01	0.04	ND
Sitio d	0.765	6.67	0.38	0.29	1.1	3.58	ND	0.03	0.05	D
Sitio e	0.793	5.58	0.07	0.07	0.8	3.70	0.03	0.02	0.05	D

Tabla 1. Valores de los parámetros fisicoquímicos y metales en mg/L en los distintos sitios de muestreo. CE: Conductividad eléctrica (mS/cm), OD: Oxígeno disuelto, COD: Carbono orgánico disuelto. D: Detectado pero no cuantificado, la concentración se encuentra entre 0.002-0.01 mg/L. ND: Por debajo del límite de detección.

3.2 Parámetros ecotoxicológicos

Todas las muestras ambientales causaron mortalidad significativa a partir de tiempos crónicos de exposición (Figura 2A), a las 504h la mayor mortalidad ocurrió en el sitio c (87%) seguido por e (80%), d (80%), b (57%) y a (40%). Se observaron alteraciones en los biomarcadores de estrés oxidativo (Figura 2B-D). Los niveles de GSH se vieron disminuidos en las larvas expuestas a todas las muestras de agua. La actividad de GST fue menor en las larvas expuestas a muestras de agua de los sitios b, c y d, y CAT fue mayor en las larvas expuestas a agua del sitio a. Las alteraciones en las defensas antioxidantes podrían conducir a daños en las células y tejidos, comprometiendo la sobrevida y la reproducción de los organismos (Hulbert *et al*., 2007).

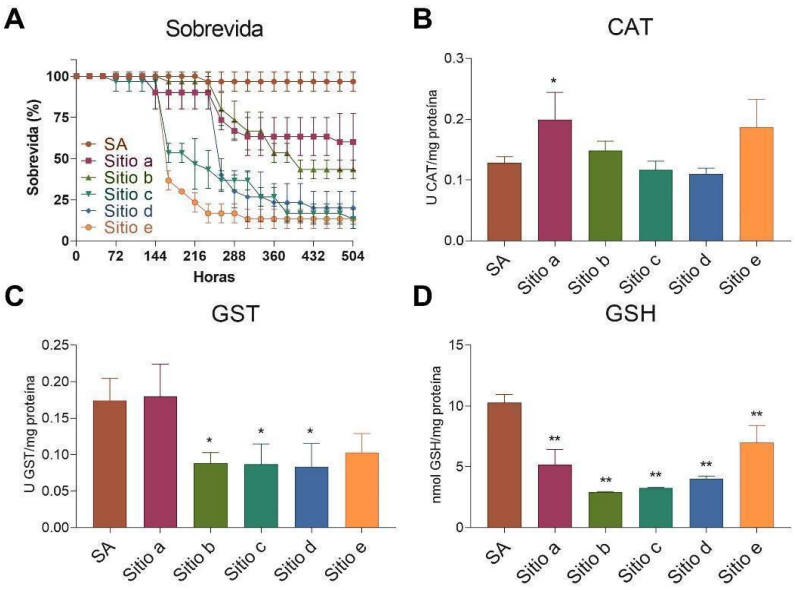


Figura 2. Curvas de sobrevida (A) y biomarcadores de estrés oxidativo (B): actividad de catalasa, (C): actividad de glutatión S-transferasa y (D): niveles de glutatión reducido a las 96 h de las larvas de *Rhinella arenarum* expuestas a las muestras del sitio a, b, c, d y e y al control en solución ANFITOX (SA).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos advierten sobre la degradación de la calidad del agua de los sitios estudiados, producto de las actividades que se llevan a cabo en la cuenca. Se detectaron plaguicidas derivados de los campos agrícolas y metales que pueden provenir de diversos orígenes excediendo el límite para protección de la vida acuática. Los aportes de amonio y nitratos pueden provenir de los feedlots. En particular, en el punto cercano al feedlot con mayor carga ganadera, se detectó el contaminante emergente ivermectina, un antiparasitario ampliamente utilizado. Estas actividades pueden alterar la integridad de estos ecosistemas y causar efectos negativos sobre la fauna nativa.

Agradecimientos: Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación (PICT 2020-02201).

Referencias bibliográficas

Alberro N, Bedregal P, Crubellati R, Stegen S. 2011. Manual de protocolos armonizados y evaluados para la toma de muestra y el análisis de agua y sedimentos para la región de América Latina y el Caribe. Proyecto ARCAL RLA. 10.

Anderson ME. 1985. Determination of glutathione and glutathione disulfide in biological samples. En *Methods in enzymology.* Academic Press.113. Págs. 548-555.

Aronzon CM, Sandoval MT, Herkovits J, Pérez Coll CS. 2011. Stage-dependent susceptibility to copper in *Rhinella arenarum* embryos and larvae. *Environmental toxicology and chemistry*. 30(12):2771-7.

ASTM, 2014. ASTM E1391-03. Standard Guide for Collection, Storage, Characterization, and Manipulation of Sediments for Toxicological Testing and for Selection of Samplers Used to Collect Benthic Invertebrates, ASTM International, West Conshohocken, PA, www.astm.org.

Beaupre SJ, Jacobson ER, Lillywhite HB, Zamudio K. 2004. Guidelines for use of live amphibians and reptiles in field and laboratory research.

Bradford MM. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*. 72(1-2):248-54.

Buege JA, Aust SD. 1978. Microsomal lipid peroxidation. En *Methods in enzymology*. Academic press. 52. Págs. 302-310.

Habig WH, Pabst MJ, Jakoby WB. 1974. Glutathione S-transferases: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of biological Chemistry*. 25;249(22):7130-9.

Hulbert AJ, Pamplona R, Buffenstein R, Buttemer WA. 2007. Life and death: metabolic rate, membrane composition, and life span of animals. *Physiological reviews*. 4(1175-213).

Lück H. 1965. Catalase. In *Methods of enzymatic analysis*. Academic press. Págs. 885-894

Pérez Coll CS, Aronzon CM, Svartz GV. 2017. Developmental stages of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) in toxicity studies: AMPHITOX, a customized laboratory assay. En: Larramendy, ML (Ed). *Ecotoxicology and Genotoxicology: non-traditional aquatic models*. Royal Society of Chemistry. Págs. 407-424.

Estrategias fisiológicas de depuración de metales en *Neohelice granulata*: influencia de la tolerancia ambiental

Daniela M. TRUCHET[a*], Natalia S. BUZZI[a,b], C. Leandro NEGRO[c,d], M. Celeste MORA[c], Máilen G. ARDUSSO[a], Fabian E. GARCÍA[a] y Jorge E. MARCOVECCHIO[a,e,f]

[a]Área de Oceanografía Química, Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, Bahía Blanca
[b] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca
[c] Instituto Nacional de Limnología (INALI), Universidad Nacional del Litoral (UNL) – CONICET, Santa Fe
[d] Escuela Superior de Sanidad (ESS), Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas (FBCB), Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santa Fe
[e]Universidad FASTA, Mar del Plata
[f] Univesidad Tecnológica Nacional (UTN), Bahía Blanca
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: dmtruchet@iado-conicet.gob.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

La depuración de contaminantes químicos y/o biológicos es un proceso dificil de establecer a nivel organismo, ya que depende de la especie, sus rasgos ecológicos y hábitat. En consecuencia, una misma especie puede presentar estrategias diferentes de acuerdo a la tolerancia a los contaminantes que presente la población en un ambiente determinado. Por lo tanto el objetivo de este trabajo fue explorar las estrategias fisiológicas de depuración de metales (Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Cr, Fe) en poblaciones del cangrejo cavador,*Neohelice granulata,*de sitios con distinto impacto antrópico en el estuario de Bahía Blanca. Para ello, analizamos las concentraciones de los metales antes y luego de la depuración experimental con agua de mar artificial, determinamos las respuestas bioquímicas enzimáticas (CAT, GST, GR) y no enzimáticas (MT, H_2O_2) y el daño lipídico (TBARS); y la concentración de concreciones metálicas (granulos ricos en metales, GRM). Nuestros resultados indicaron que la depuración fue dependiente de las poblaciones que habitan sitios con impacto antrópico diferente. De esta manera, en sitios donde los impactos eran menos evidentes, los organismos depuraron metales de manera más eficiente, aunque no lograron recuperarse del daño oxidativo; en tanto en los sitios de mayor impacto, la depuración no fue significativa pero predominaron las estrategias bioquímicas antioxidantes. Sin embargo, la depuración resultó un proceso que permitió disminuir los niveles de TBARS y de especies reactivas de oxígeno. Finalmente, metales como el Mn y Fe fueron depurados como concreciones metálicas y el Cd estuvo <LDM (límite de detección del método) en esta forma, indicando que este metal se encuentra biodisponible para los predadores.

Palabras clave: metales; invertebrados bentónicos; estrés oxidativo; metalotioneínas; IBR; ambientes estuariales

1. Introducción

En los crustáceos, la excreción de los metales hacia el medio puede ocurrir a través de la glándula antenal (por la orina), branquias, tracto digestivo y durante la muda. El hepatopáncreas de los crustáceos decápodos es un órgano dinámico que está relacionado a funciones digestiva y de detoxificación, pero también influye en procesos vitales como el

desarrollo gonadal y es responsable de la producción de la vitelogenina, precursora de los huevos.También es conocido por ser un órgano diana o blanco de la detoxificación ya que diferentes sistemas, tales como el Cit P450, lisosomas y MT han sido detectados en este órgano. De esta manera, resulta fundamental estudiar los mecanismos de toxicidad y detoxificación de este órgano ya que se ha demostrado que los metales pueden causar daños desde niveles bioquímicos hasta histopatológicos, modificando sus funciones principales (Wang *et al.,* 2008). Por lo tanto, los objetivos de este trabajo fueron: I) Determinar y cuantificar la concentración de los metales (Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Cr, Fe) en el hepatopáncreas de *Neohelice granulata* antes y luego de ensayos de depuración ; II) Evaluar la recuperación de los distintos biomarcadores (CAT, GST, GR, H_2O_2, TBARS, MT) seleccionados luego de ser sometidos a una fase de depuración/detoxificación, y III) Analizar la presencia de granulos ricos en metales (GRM) como estrategia de reserva y/o de detoxificación de metales en los cangrejos.

2. Materiales y Métodos

Los muestreos de cangrejos fueron realizados en tres sitios del estuario de Bahía Blanca (eBB): Puerto Cuatreros (PC), un puerto pesquero artesanal de la zona interna que recibe las descargas fluviales del arroyo Sauce Chico que corre a través de campos con cultivos extensivos y ganaderos; Villa del Mar (VM) ubicado en el área más externa de la zona interna, es un poblado pesquero artesanal con extensas marismas de *Spartina alterniflora*, y Puerto Rosales (PR), ubicado en la zona media, es uno de los puertos comerciales y pesqueros más importantes de la región y recibe las descargas de efluentes sin tratar de la ciudad de Punta Alta y de una planta aceitera. Los cangrejos fueron trasladados a laboratorio con agua de mar del lugar y se los dejó reposar por 24 h antes de someterlos al ensayo de depuración. La mitad de los cangrejos se destinarona los pooles sin tratar (no depurados, ND). El resto de los cangrejos (depurados, D) fueron colocados en peceras con agua de mar artificial (Marine Mix, salinidad: 30 psu) en cámaras de cultivos programadas con temperatura y fotoperiodo de acuerdo al clima registrado para la región por 25 días. Tanto los ND como los D fueron anestesiados a -20°C y se realizó la disección para obtener 5 pooles de hepatopáncreas para la determinación de metales y 5 para la determinación de biomarcadores. Las muestras de metales fueron liofilizadas y luego se pesó 0,3-0,5 g de tejido que fueron digeridos con una mezcla de 5 ml de HNO_3 y 1 ml de $HClO_4$ en un baño de glicerina a 110°C hasta obtener 1 ml de extracto y fueron fueron leídas en ICP-OES AVIO 500. Los GRM fueron obtenidos a partir de diversas centrifugaciones de 0,2 mg de tejido y digeridasen una proporción 3:1 de HNO_3 y $HClO_4$ para determinar los metales unidos a esta fracción subcelular y también fueron leídas en ICP-OES (Chiodi Boudet *et al.,* 2019).También se determinaron los biomarcadores bioquímicos de acuerdo a protocolos estandarizados en lector de microplaca y espectrofotómetro (Wiegand *et al*., 2000). Finalmente, se realizaron pruebas estadísticas

(Kruskal Wallis o ANOVA dependendiendo de los supuestos) para determinar posibles diferencias entre metales, GRM y biomarcadores entre los ND y D y se calculó el índice de respuestas integrada de biomarcadores (IBR) para los dos tratamientos.

3. Resultados y Discusión

De acuerdo a nuestros resultados, se observó que la remoción del Cd no fue significativa en ninguno de los sitios e incluso aumentó en hembras de PC y VM (Figura 1, Tabla 1), lo cual podría señalar que los organismos necesitan más tiempo para detoxificar los metales no esenciales, y, tales aumentos se han observado cuando este metal se encuentra junto a aumentos de Zn (Liu y Wang, 2013), señalando interacciones entre ellos. Las concentraciones de metales esenciales como el Zn, tendieron a aumentar, probablemente debido a que la depuración de metales esenciales es tan rápida y ocurre en las primeras horas, que los organismos vuelven a incorporar el metal excretado a través del agua (Reichmuth *et al*., 2010). Esta misma hipótesis podría explicar la falta de diferencias significativas entre los tratamientos en el caso del Cu, mientras que otros metales no esenciales, por lo general, se redujeron significativamente luego de la depuración, aunque en la literatura no hay información al respecto. Las respuestas integradas de los biomarcadores fueron graficadas en el IBR (Figura 2) y señalan que los marcadores antioxidantes predominaron en PC y PR luego de la depuración, mientras que en VM predominaron las MT. Estas diferencias entre las respuestas del IBR podría indicar que los cangrjos de PC y PR poseen estrategias de depuración que a nivel bioquímico resultan más eficientes para reducir el estrés oxidativo y que no predominen las especies reactivas de oxígeno ni el daño lipídico, ya que los organismos podrían poseer cierta tolerancia a los impactos antrópicos. Mientras que en VM estas respuestas no son tan eficientes porque los organismos no presentan una tolerancia ambiental tan marcada, por lo que es posible que hayan predominado las MT como una estrategia para depurar metales, aunque no pudieron recuperarse del daño lipídico, como fue observado por Xu *et al*. (2021).

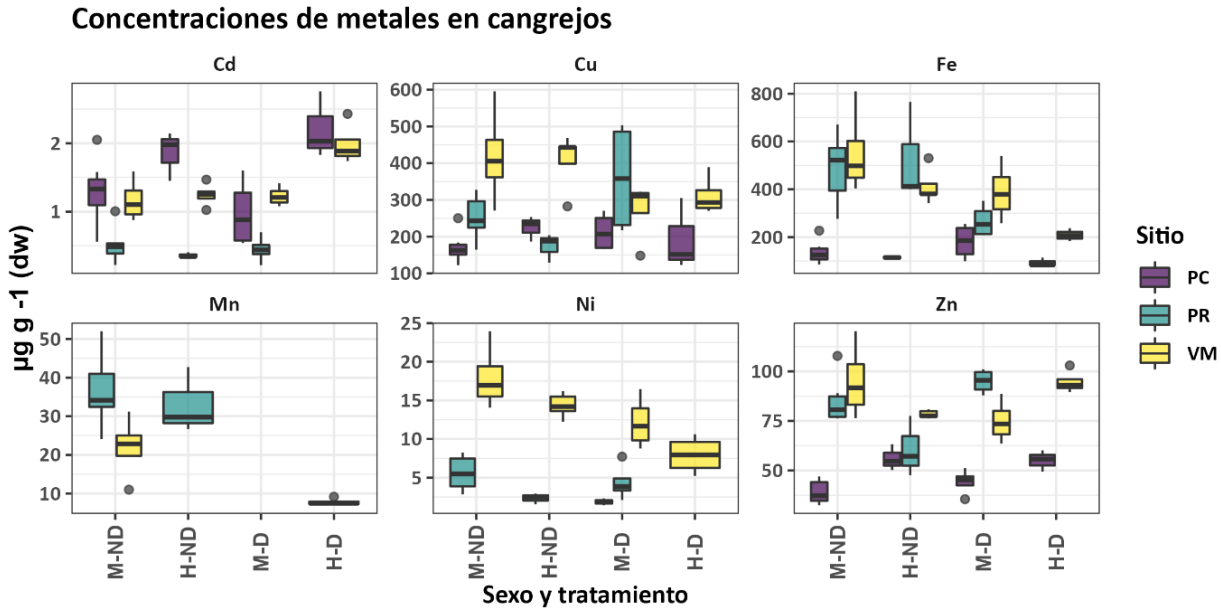


Figura 1. Metales (µg g^{-1} ps) antes (no depurado, ND) y luego (depurado, D) del ensayo de depuración en machos y hembras de *N. granulata* para PC, PR y VM

.

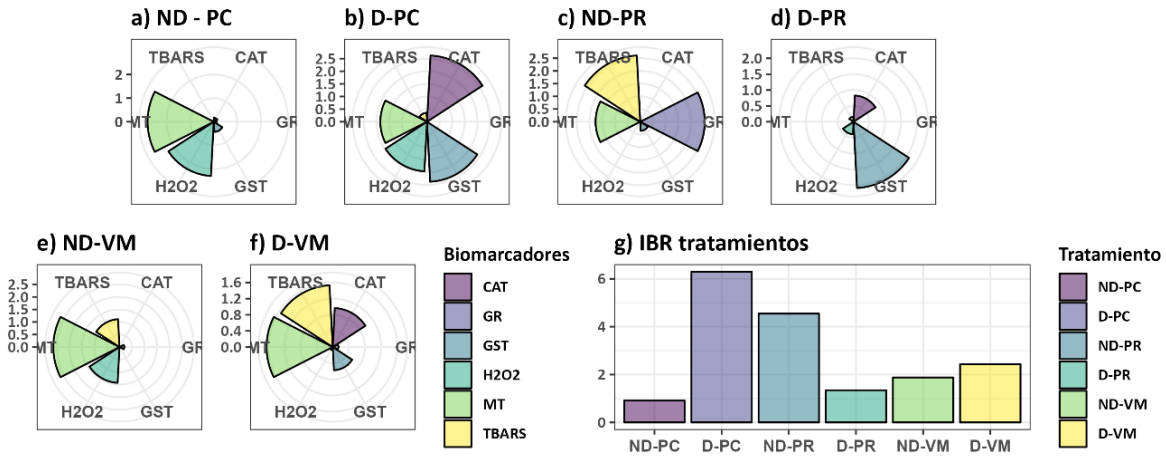


Figura 2. Respuesta integrada de biomarcadores (IBR) según sitio y tratamiento

Sitio	Sexo	Tratamiento	Cd	Cu	Zn	Mn	Ni	Fe
PC	H	ND	<LDM	3±0.49	4.31±1.12	1.93±0.33	0.22±0.02	22.55±3.89
		D	<LDM	1.22±0.35	3.7±1.59	**0.67±0.31***	0.26±0.14	**10.16±1.08***
	M	ND	<LDM	1.3±0.72	2.72±0.63	1.55±0.68	0.19±0.04	16.58±5.26
		D	<LDM	3.91±5.34	4.02±1.6	1.32±0.95	0.9±1.22	14.47±5.12
PR	H	ND	<LDM	3.32±2.49	3.22±0.01	2.15±1.95	0.17±0.01	21.04±8.35
		D[1]						
	M	ND	<LDM	4.33±2.33	4.45±1.87	1.75±0.51	0.17±0.4	24.46±3.97
		D	<LDM	1.45±0.58	2.74±0.2	**3.42±0.33***	0.13±0.01	**17.27±1.17***
VM	H	ND	<LDM	5.56±2.26	5.28±1.79	4.38±3.19	0.11±0.04	22.58±6.39
		D	<LDM	6.5±5.06	3.64±2.5	**0.67±0.28***	0.11±0.06	**15.06±8.33***
	M	ND	<LDM	12.21±4.65	5.6±0.92	7.05±2.19	0.14±0.07	38.83±11.93
		D	<LDM	5.7±1.16	5.19±2.18	**1.32±0.19***	0.1±0.04	**10.15±6.64***

Tabla I. Media ± D.E. de la concentración (µg g-1 ph) de gránulos ricos en metales para hembras y machos de *N. granulata* según el sitio antes (ND) y luego (D) del proceso de depuración. * indica diferencias estadísticamente significativas con ND ($p < 0.05$; compación de a pares, Mann Whitney)

4. Conclusiones

En este trabajo observamos que una misma especie presenta estrategias variables de depuración, posiblemente dependientes de la tolerancia que presentan las poblaciones frente a los impactos de los distintos sitios. En tal sentido, en VM, donde no se presentan presiones antrópicas, las MT predominaron durante la depuración posiblemente para depurarlos metales de manera más eficiente. En tanto, en los otros sitios, donde hay mayores impactos humanos con posibles aportes de metales (puertos, cloacas, agricultura), la depuración resultó poco significativa con una predominancia de las respuestas antioxidantes, indicando que posiblemente, estas poblaciones sean más tolerantes a los metales y la depuración ocurra de manera más lenta.

Referencias bibliográficas

Chiodi Boudet L, Mendieta J, Romero MB, Dolagaratz Carricavur A, Polizzi P, Marcovecchio JE, Gerpe M. 2019. Strategies for cadmium detoxification in the white shrimp *Palaemon argentinus* from clean and polluted field locations. *Chemosphere*, *236*.

Liu F, Wang W-X. 2013. Facilitated Bioaccumulation of Cadmium and Copper in the Oyster *Crassostrea hongkongensis* Solely Exposed to Zinc. *Environmental Science & Technology*. 1670-1677.

Reichmuth JM, Weis P, Weis JS. 2010. Bioaccumulation and depuration of metals in blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun) from a contaminated and clean estuary. *Environmental Pollution.* 158(2): 361-368.

Wang L, YanB, Liu N, Li Y, Wang Q. 2008. Effects of cadmium on glutathione synthesis in hepatopancreas of freshwater crab, *Sinopotamon yangtsekiense.Chemosphere.* 74(1): 51–56.

Wiegand C, Pflugmacher S, Oberemm A, Steinberg C. 2000. Activity development of selected detoxication enzymes during the ontogenesis of the zebrafish (*Danio rerio*). *International Review of Hydrobiology.* 85(4): 413–422

Xu Z, Liu J, Wang E, Zhao C, Hu X, Chu KH, Wang L. 2021. Detoxification and recovery after cadmium exposure in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. *Environmental Science and Pollution Research.* 28(41): 58050–58067.

[1]Datos faltantes del análisis químico

Respuestas bioquímicas en *Biomphalaria straminea* por exposición a muestras de agua del Arroyo Las Catonas

Karina Alesia BIANCO [a*], Maria Gimena PAREDES[a], Claudia MARTINI[a] y Gisela KRISTOFF[a]

[a]Laboratorio de Evaluación Ecotoxicológica del Agua: Invertebrados Nativos y otros Modelos, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica, CONICET-UBA, Ciudad de Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: karrrlos@hotmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El arroyo Las Catonas, partido de Moreno, está afectado por fuentes difusas y puntuales de contaminación. El objetivo de este trabajo fue evaluar letalidad y respuestas bioquímicas en el gasterópodo *Biomphalaria straminea* expuesto a muestras de agua del arroyo. En marzo de 2022 se tomaron muestras de dos sitios: uno aguas abajo de plantas de tratamiento de desechos industriales (sitio M: 34°34'55,6'' S, 58°49'20,3''O) y otro, aguas abajo de M y de huertas que utilizan plaguicidas (sitio ABA: 34°34'55,6'' S, 58°49'20,3''O). Se determinaron *in situ* temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. Para el bioensayo, se dispusieron 6-8 recipientes con 3-6 caracoles cada uno por sitio más un control (agua de red) por tiempo de exposición (2 y 7 días). Se registró la letalidad y se determinaron las actividades de colinesterasas (ChE), carboxilesterasas (CE) con 2 sustratos, glutatión S-transferasa (GST), glutatión reductasa (GR), catalasa (CAT) y δ aminolevúlico dehidrasa (ALA-D). Las actividades se expresaron como relativas al contenido de proteínas. No se registraron caracoles muertos. Se observó aumento de ChE en los caracoles expuestos 7 días a las muestras del sitio M respecto al control y a los expuestos 2 días. Con respecto a CEs no difirieron entre los expuestos a muestras del arroyo y su respectivo control, pero hubo un aumento significativo entre la exposición de 2 y 7 días a M y ABA. GR disminuyó a los 7 días de exposición al agua de ABA respecto al control y a los expuestos 2 días. ALA-D disminuyó únicamente con el tiempo de exposición, mientras que CAT y GST no difirieron entre tratamientos. Los resultados indican que la exposición por 7 días de *B. straminea* a muestras de agua del arroyo producen variaciones de algunos parámetros bioquímicos respecto al control y entre tratamientos, sugiriendo la presencia de distintos contaminantes según la fuente de contaminación.

Palabras claves: contaminación acuática; gasterópodos; biomarcadores.

1. Introducción

El arroyo Las Catonas se encuentra ubicado en Cuartel V, partido de Moreno, provincia de Buenos Aires y se encuentra afectado por fuentes difusas y puntuales de contaminación tanto industriales, hortícolas como urbanas. Se han descrito en el arroyo aumentos de la conductividad y de algunos nutrientes, así como la presencia de plaguicidas y metales debido a dichas actividades (Cantera *et al*., 2018; Vignale *et al*., 2022) lo cual puede afectar al ecosistema acuático. *Biomphalaria straminea* es un gasterópodo acuático nativo incluido como especie potencialmente bioindicadora de la salud ambiental (Informe del Medio Ambiente, 2017).

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar letalidad y respuestas bioquímicas en *B. straminea* expuestos a muestras de agua del Arroyo Las Catonas.

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitio de muestreo

Se tomaron muestras de agua por duplicado (marzo de 2022) en dos sitios del arroyo Las Catonas: sitio M (aguas abajo de zona de descargas de plantas de tratamiento de desechos industriales, 34°34'55,6'' S, 58°49'20,3''O) y sitio ABA (aguas abajo de M y de huertas y pequeñas producciones agrícolas que utilizan plaguicidas; 34°34'55,6'' S, 58°49'20,3''O). *In situ* se determinaron temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto (OD) utilizando los sensores Ohaus ST20M-B y Milwaukee MW600. Las muestras fueron trasladadas al laboratorio refrigeradas para realizar los bioensayos.

2.2. Modelos biológicos

Los caracoles utilizados para los bioensayos corresponden a la especie *B. straminea* y pertenecen a un cultivo propio mantenido en condiciones estandarizadas en agua de red declorada.

2.3. Bioensayos

Los bioensayos se realizaron en condiciones estandarizadas de temperatura y fotoperíodo, sin aireación y con alimentación *ad libitum*. Los caracoles se expusieron 2 y 7 días a muestras de agua del sitio M, del sitio ABA y a agua declorada como control, en 14 vasos de 250 ml. 8 vasos con 6 individuos se utilizaron para las determinaciones de la actividades de colinesterasas (ChE), carboxilesterasas (CE), glutatión S-transferasa (GST), catalasa (CAT) y glutatión reductasa (GR) y 6 vasos con 3 caracoles para la determinación de la actividad de δ-aminolevúlico dehidrasa (ALA-D). El agua fue renovada cada 48-72 hs. Luego de 2 y 7 días de exposición se realizaron homogenatos de tejido blando total de todos los caracoles del mismo vaso en buffer fosfato de sodio 20mM pH6.8 + NaCl 0.15M + β-Me 10mM para determinar ALA-D y en buffer Tris/HCl 20mM pH 7.5 + 0.5 mM EDTA para las demás determinaciones.

2.4. Determinaciones de actividades enzimáticas

Las actividades de ChE, CE (con 2 sustratos), GST y CAT se determinaron según Cossi *et al.* (2018). GR se determinó según Schaedle y Bassham (1977) y ALA-D de acuerdo al método de Mauzerral y Granick (1956).

2.5. Análisis estadístico

Los resultados de todas las actividades enzimáticas fueron testeados con ANOVA de dos factores utilizando el paquete R. Se definió como nivel de significancia 0.05.

3. Resultados y Discusión

Los parámetros físico-químicos del agua control y de las muestras de los sitios M y ABA resultaron similares en temperatura (21 ± 1 °C), pH (8.3 ± 0.4) y OD (7.7 ± 0.3 ppm). La conductividad en las muestras ambientales fue mayor que en el control (Control: 396 ± 28 µs/m,

M: 962 ± 19 µs/m, ABA: 938 ± 12 µs/m). El aumento de la conductividad podría estar relacionado con la contaminación. En trabajos anteriores en reportaron valores más altos de nutrientes y sólidos disueltos en esta zona del arroyo (Vignale *et al*., 2022).

Durante el bioensayo no se observaron caracoles muertos.

En cuanto a los biomarcadores enzimáticos, se observó un aumento significativo de ChE en los caracoles expuestos 7 días al agua del sitio M con respecto al control de agua y con respecto a los expuestos 2 días (Figura 1). Coincidiendo con estos resultados, se observaron incrementos de ChE en otras especies colectadas de sitios contaminados (Ojeda, 2019). Los pesticidas anticolinesterásicos actúan principalmente inhibiendo la actividad de ChE, sin embargo la actividad no disminuyó en los caracoles expuestos al agua de ABA (aguas abajo de las huertas). A pesar de esto, no se pueden descartar efectos antagónicos entre los contaminantes provenientes de las plantas de tratamiento (M) que aumentan la actividad y los provenientes de las huertas.

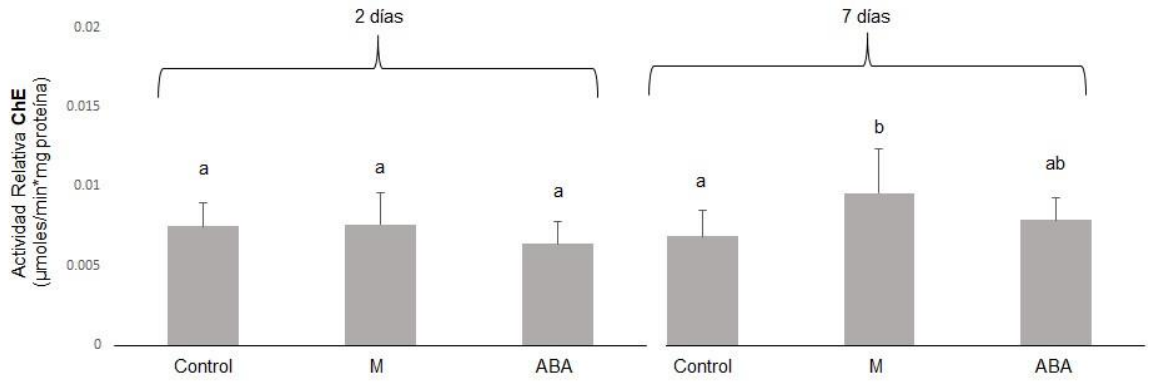


Figura 1. Actividad de Colinesterasas (ChE) relativa al contenido de proteínas totales en *Biomphalaria straminea* expuestos 2 y 7 días a muestras de agua de dos sitios del arroyo Las Catonas (M y ABA) y a un control de agua. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p<0.05$).

La actividad de CE medida con p-nitrofenilacetato (p-NFA) aumentó a los 7 días en los caracoles expuestos al agua de los sitios M y ABA respecto a los expuestos 2 días (Figura 2.A). Con p-nitrofenilbutirato (p-NFB) se vió un aumento a los 7 días de exposición en los caracoles expuestos al agua de los sitios M y ABA respecto a su respectivo control de agua y a los expuestos 2 días al sitio ABA (Figura 2.B). No se observaron diferencias entre controles. El aumento de CE también se observó en esta especie por exposición al neonicotinoide acetamiprid (Cossi *et al*., 2020). Las CEs hidrolizan carboxilésteres presentes en algunos xenobióticos por lo cual el aumento de su actividad favorece la detoxificación de ciertos contaminantes.

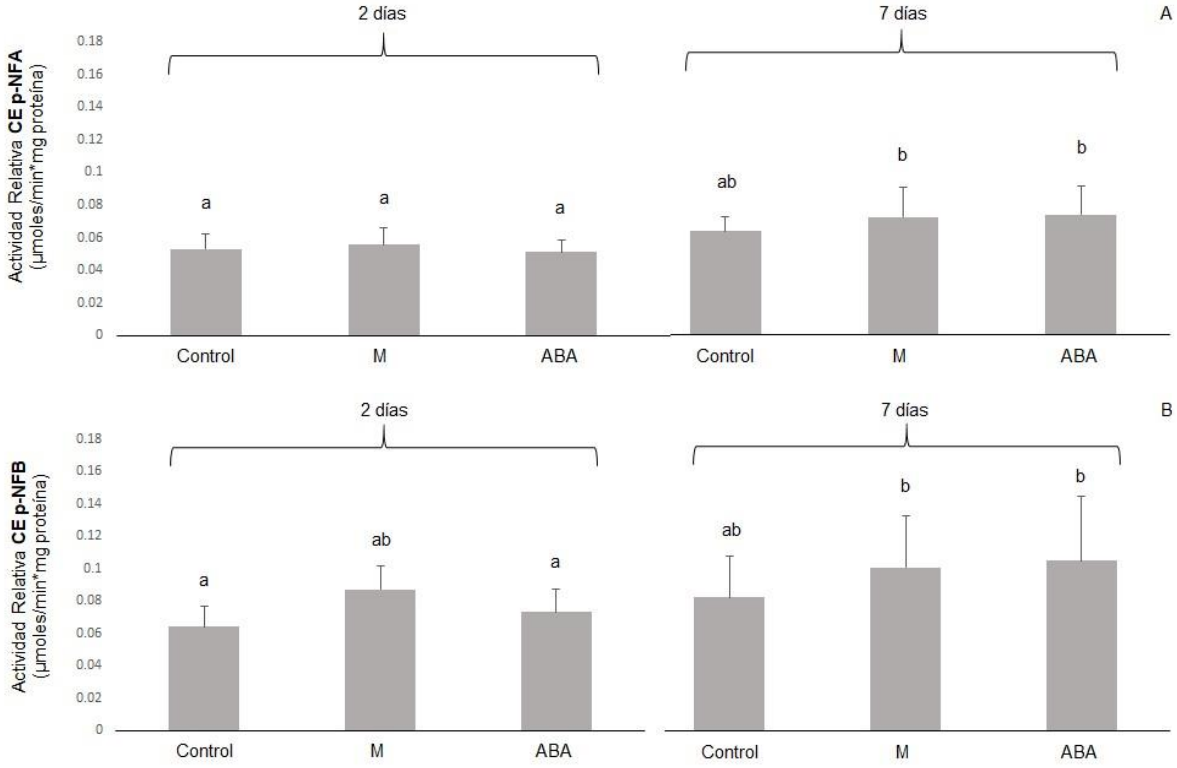


Figura 2. Actividad de Carboxilesterasas (CE) relativa al contenido de proteínas totales en *Biomphalaria straminea* expuestos 2 y 7 días a muestras de agua de dos sitios del arroyo Las Catonas (M y ABA) y a un control de agua. La actividad se midió utilizando p-nitrofenilacetato (p-NFA) (A) y p-nitrofenilbutirato (p-NFB) (B) como sustratos. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p<0.05$).

En los caracoles expuestos 7 días al agua de ABA se observó una disminución de GR, que podría relacionarse con la presencia de plaguicidas (Ozcan *et al*., 2004). GR cataliza la reducción de glutatión oxidado a reducido (GSH), que actúa como reductor, por lo tanto, la disminución de esta actividad podría disminuir el pool de GSH y las defensas antioxidantes (Figura 3).

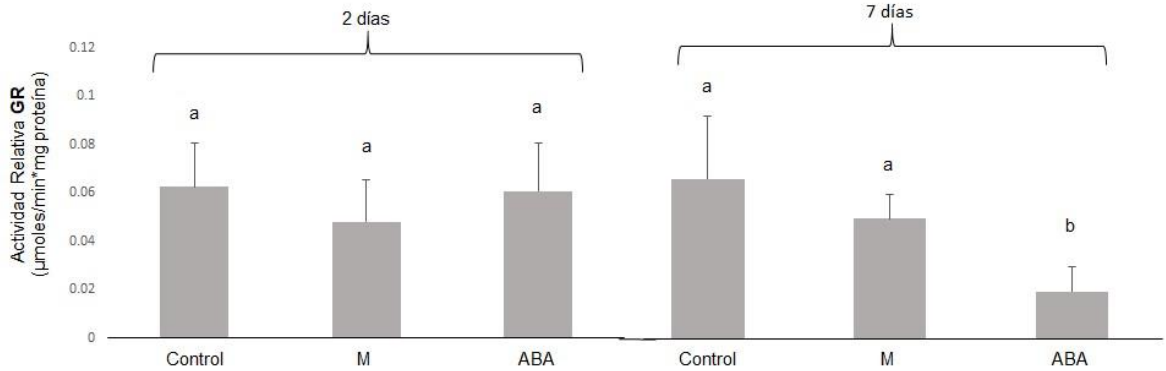


Figura 3. Actividad de Glutatión Reductasa (GR) relativa al contenido de proteínas totales en *Biomphalaria straminea* expuestos 2 y 7 días a muestras de agua de dos sitios del arroyo Las Catonas (M y ABA) y a un control de agua. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p<0.05$).

La actividad de ALA-D (enzima metabólica y biomarcador de la presencia de algunos metales) sólo disminuye con el tiempo de exposición en los organismos controles y expuestos al agua

de M. Las actividades de GST y CAT no se vieron modificadas con los tratamientos ni con el tiempo de exposición ($p>0.05$).

Estos resultados serán complementados con la determinación de otros biomarcadores enzimáticos y la detección de contaminantes como metales y plaguicidas, lo cual favorecerá un análisis más amplio de los efectos producidos sobre la especie.

4. Conclusiones

La exposición de *B. straminea* por 7 días a muestras de agua del arroyo Las Catonas produce variaciones de algunos parámetros bioquímicos respecto al control y entre tratamientos, sugiriendo la presencia de distintos contaminantes según la fuente de contaminación.

Agradecimientos: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y PUECONICET (IQUIBICEN) por los subsidios otorgados y al IMDEL.

Referencias bibliográficas

Cantera CG, Scasso RA, Tufo A, *et al.*, 2018. Mobility of trace elements between the river water, the sediments, and the pore water of Las Catonas Stream, Buenos Aires Province, Argentina. *Environ Earth Sci.* 77**,** 535

Cossi PF, Herbert LT, Yusseppone MS, Perez A, Kristoff G, 2020. Toxicity evaluation of the active ingredient acetamiprid and a commercial formulation (Assail® 70) on the non-target gastropod *Biomphalaria straminea* (Mollusca: Planorbidae). *Ecotoxicol Environ Saf*. 192, 110248

Cossi PF, Herbert LT, Yusseppone MS, Pérez AF, Kristoff G, 2018. Environmental concentrations of azinphos-methyl cause different toxic effects without affecting the main t target (cholinesterases) in the freshwater gastropod *Biomphalaria straminea*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 162, 287-295

Informe del Medio Ambiente, 2017. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Argentina

Mauzerall D, Granick S, 1956. The occurrence and determination of 5-amonilevuinic acid and porphobilinogen in urine. *J. Biol. Chem*. 219 (156), 435-446

Schaedle M, Bassham JA, 1977. Chloroplast Glutathione Reductase. *Plant Physiology*. 59 (5), 1011–1012

Vignale FA, Bernal Rey D, Pardo AM, *et al*. 2022. Spatial and Seasonal Variations in the Bacterial Community of an Anthropogenic Impacted Urban Stream. *Microb Ecol*. 1-13

Ojeda MA, 2019. Análisis histológico, energético y enzimático de *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1842) en diferentes ambientes del intermareal bonaerense. Tesis doctoral, Dpto de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA

Ozcan Oruc E, Sevgiler Y, Uner N, 2004. Tissue-specific oxidative stress responses in fish exposed to 2,4-D and azinphos-methyl. *Comp Biochem Physiol*. Part C, 137, 43-51

Evaluación ecotoxicológica de muestras de agua del lago Soldati(Ciudad Autónoma de Buenos Aires): efectos celulares y reproductivos de *Biomphalaria straminea*

María Gimena PAREDES[a*], Claudia MARTINI[a] y Gisela KRISTOFF[a]

[a]Laboratorio de Evaluación Ecotoxicológica del Agua: Invertebrados Nativos y otros Modelos, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Química Biológica, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: paredes.gimena@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples.

Resumen

El lago Soldati es un lago artificial urbano, se ubica al sur de la ciudad de Buenos Aires y forma parte de la cuenca baja Matanza-Riachuelo. Es importante realizar monitoreos que permitan determinar los efectos de los vertidos sobre los cuerpos de agua utilizando herramientas para establecer, las posibles medidas de mitigación y control de contaminación. En este trabajo se evaluaron efectos en *Biomphalaria straminea* expuestos por 14 días al agua de dos sitios del lago Soldati (S1 y S2) a través de parámetros celulares, reproductivos y de la supervivencia de las crías. También se realizó un control con agua de red declorada (AC). En las puestas depositadas durante los primeros 7 días se evaluaron alteraciones morfológicas, el desarrollo de los embriones dentro de los huevos, el porcentaje de eclosión y de supervivencia de los juveniles luego de un mes. A los 14 días de exposición de los caracoles adultos, se evaluó la cantidad, tipo y viabilidad de hemocitos circulantes en hemolinfa utilizando 5 individuos por tratamiento. El agua de S1 y S2 causó una disminución significativa en el porcentaje de eclosión con respecto a AC. La supervivencia de las crías al mes fue menor en S2 con respecto a AC. No se observó efecto en la viabilidad celular, en el número total de hemocitos, ni en el porcentaje de hialinocitos y granulocitos entre los caracoles expuestos a S1, S2 y AC. En cambio, el porcentaje de granulocitos con pseudópodos sobre el total de hemocitos en los caracoles expuestos a S1 resultó en un aumento significativo con respecto al control. Estos resultados tienen gran relevancia debido a que los efectos en la reproducción pueden causar una disminución en la población especie con un consecuente impacto en el ecosistema local.

Palabras clave: reproducción y supervivencia; hemocitos; contaminación acuática; invertebrados nativos; cuenca Matanza-Riachuelo.

1. Introducción

El lago Soldati es un lago artificial urbano, se ubica al sur de la ciudad de Buenos Aires y forma parte de la cuenca baja Matanza-Riachuelo. Esta cuenca presenta un importante grado de contaminación urbana e industrial. En el monitoreo de los ecosistemas acuáticos la evaluación fisicoquímica del agua puede resultar incompleta debido a que no proporciona información sobre la biodisponibilidad de los contaminantes y el posible daño causado a las especies (Burgess *et al*., 2013). Se han sugerido el uso de especies nativas en bioensayos toxicológicos debido a que ocupan un rol clave dentro de la red trófica, son extrapolables al ambiente y son menos tolerantes que las especies exóticas (Krull y Barros, 2010).

Biomphalaria straminea es un gasterópodo hermafrodita, nativo de agua dulce de la familia planorbidae. Aunque no se ha reportado su presencia en el lago Soldati, tiene una amplia distribución en Argentina. Son fáciles de mantener en el laboratorio, se reproducen durante todo el año, presentan rápido desarrollo
embrionario y crecimiento resultando ideales para estudiar la capacidad de reproducción y efectos en la descendencia (Paredes *et al*., 2022). El objetivo de este trabajo fue evaluar efectos en *B. straminea* expuestos al agua de dos sitios del lago Soldati a través de parámetros celulares,reproductivos y de la supervivencia de las crías.

2. Materiales y Métodos

2.1. Muestreos

Se realizó un muestreo en diciembre de 2021 y se seleccionaron 2 sitios (S1: 34°39'46.7" S, 58°27'32.9" O, cerca de uno de los conductos que conectan al lago con el arroyo Cildañez; S2: 34°39'36.5" S, 58°27'41.6" O, donde se observa abundante vegetación acuática). Se tomaron muestras de agua para los bioensayos que fueron transportadas inmediatamente refrigeradas al laboratorio. Se midieron parámetros fisicoquímicos descriptos en otro trabajo presentado en este congreso.

2.2. Bioensayos subcrónicos

En el bioensayo se expusieron 20 individuos de *B. straminea* criados en nuestro laboratorio a muestras de agua de S1 y S2 y a agua de red declorada (AC) durante 14 días con una renovación del agua al día 7 y alimentados con lechuga var. *capitata* L. Se realizó bajo condiciones controladas de fotoperíodo (luz: oscuridad, 12:12) y temperatura (23 ± 1°C). Durante el desarrollo del bioensayo no se observó letalidad ni alteraciones en el comportamiento.

2.3. Reproducción y supervivencia de las crías

Las puestas depositadas en los primeros 7 se colocaron en placas de 6 wells (10 ml) de forma individual (N= 12) conteniendo el mismo tratamiento (agua de S1, S2 y AC) que los adultos hasta el momento de la eclosión. Se observaron con un microscopio estereoscópico y se registró el número de huevos y número de huevos embrionados por puesta, anormalidades en la morfología de las puestas, los huevos y en el desarrollo de los embriones y se calculó el porcentaje de eclosión sobre el total de huevos y de huevos embrionados. Luego de la eclosión, los juveniles fueron conservados en el mismo recipiente, reemplazando el agua por AC en todos los tratamientos. Se alimentaron y mantuvieron en el laboratorio bajo las mismas condiciones de luz/oscuridad y temperatura. Luego de 1 mes, se calculó el porcentaje de supervivencia sobre el total de juveniles eclosionados.

2.4. Hemocitos

A los 14 días de exposición de los caracoles adultos se extrajo la hemolinfa de 5 individuos por tratamiento. Las muestras fueron diluidas en Tripán Blue (0.4%) y el recuento de

hemocitos se realizó en la cámara de Neubauer utilizando un microscopio óptico. Se evaluó la viabilidad y se registró el número de hemocitos diferenciando entre granulocitos, granulocitos con pseudópodos y hialinocitos.

2.5. Análisis estadístico

Los resultados del recuento de hemocitos y del número de huevos por puesta se expresaron como promedio ± DS y se analizaron las diferencias entre tratamientos a través del análisis de varianzas (ANOVA a un factor). Previamente se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de varianzas. El porcentaje de eclosión y el porcentaje de supervivencia se analizó con el test de frecuencia Chi cuadrado de Pearson. Se utilizó el paquete R y se consideró como estadísticamente significativo las diferencias con $P<0.05$.

3. Resultados y Discusión

3.1. Reproducción y supervivencia de las crías

En cuanto a los parámetros reproductivos, el número de huevos por puesta (15.24 ± 0.25) y número de huevos embrionados por puesta (14.4 ± 3.47) no mostraron diferencias significativas entre los caracoles expuestos a S1, S2 y AC (p-value > 0.05). Tampoco se observaron alteraciones morfológicas en las puestas, los huevos y en el desarrollo de los embriones (p- value> 0.05). Distintos autores describieron una disminución de la eclosión en puestas expuestas a contaminantes (Caixeta *et al*., 2021; Kristoff *et al*., 2011). En este trabajo, el agua de S1 y S2 causó una disminución significativa en el porcentaje de eclosión con respecto a AC (p-value< 0.05) (Figura 1A), lo cual implica la muerte de embriones dentro de los huevos. La supervivencia de las crías al mes fue menor en S2 con respecto a AC (p-value< 0.05). Existen pocos trabajos sobre el estudio de las crías de esta especie expuestasa muestras ambientales. En un trabajo previo se observó una disminución en la eclosión y supervivencia de las crías expuestas a muestras de Lago Lugano (Paredes *et al*., 2022). La permeabilidad de los químicos a través de la cápsula y de la membrana del huevo depende de la polaridad, solubilidad y del tamaño de las moléculas (Miyasato *et al*., 2012). La disminución en el porcentaje de eclosión podría estar dada por la presencia de contaminantes capaces de penetrar las membranas de las puestas y de los huevos. Los juveniles no estuvieron expuestos al agua del lago, por lo cual la menor supervivencia indicaría efectos adversos en los embriones.

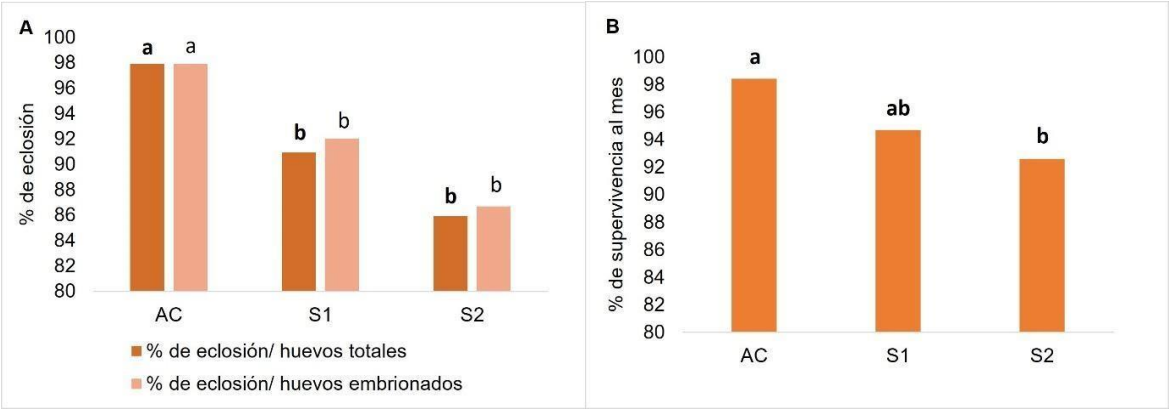


Figura 1. Porcentaje de eclosión (A) y de supervivencia al mes de las crías (B) de *B. straminea* luego de 7 días de exposición a agua de red declorada (AC), y a muestras de agua del lago Soldati (S1 y S2). Con letras diferentes se señalan las diferencias significativas entre tratamientos, en negrita las diferencias del % de eclosión con respecto al total de huevos. Test Chi cuadrado de Pearson, p- value< 0.05.

3.1. Hemocitos

Los hemocitos circulantes juegan un rol central en la inmunidad, están involucrados en respuestas de encapsulación, fagocitosis y reacciones citotóxicas. El aumento del total de hemocitos es la respuesta más frecuente en moluscos expuestos a distintos contaminantes (Russo y Lagadic, 2004). Sin embargo, la exposición al agua del lago Soldati no tuvo un efecto significativo en el número total de hemocitos entre S1, S2 y AC. Tampoco se observó alteración en la viabilidad. En cuanto a la población de hemocitos se identificaron 3 tipos: granulocitos, granulocitos con pseudópodos y hialinocitos. El porcentaje de hialinocitos y granulocitos de los individuos expuestos al agua de S1 y S2 con respecto a los hemocitos totales tampoco difirieron de AC ni entre sí, pero sí aumentó el porcentaje de granulocitos con pseudópodos de S1 que resultó significativo con respecto a AC (p-value < 0.05) (Figura 2). Un efecto común de los contaminantes sobre el sistema inmune es el cambio en las poblaciones de hemocitos y particularmente el aumento en la proporción de granulocitos. Los granulocitos con pseudópodos son las principales células involucradas en la actividad fagocítica, lo que le confiere una mayor capacidad inmunológica respecto de las otras poblaciones de hemocitos (Russo y Lagadic, 2004). Estos resultados complementan los datos obtenidos en otro trabajo presentado en este congreso sobre la evaluación de parámetros fisicoquímicos medidos en muestras de agua del mismo lago.

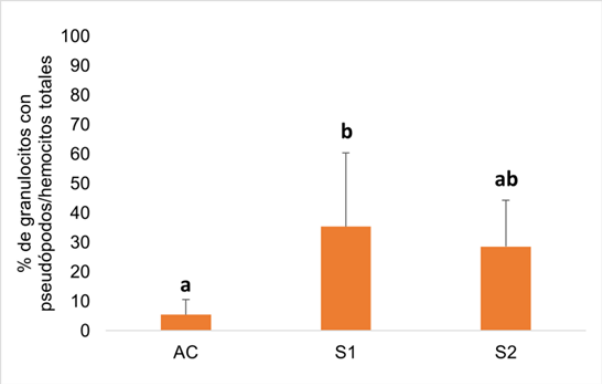


Figura 2. Porcentaje de granulocitos con pseudópodos sobre el total de hemocitos de individuos de *B. straminea* luego de 14 días de exposición a AC y muestras de agua de S1 y S2. Test paramétrico ANOVA, p-value= 0.0439.

4. Conclusiones

La exposición de los caracoles adultos al agua del lago Soldati produjo aumento de hemocitos con pseudópodos indicando una mayor respuesta ante una situación de estrés. Además, causó efectos negativos sobre la embriogénesis y la descendencia. Estos resultados tienen gran relevancia debido a que los efectos en la reproducción pueden causar una disminución en la población de esta especie con un consecuente impacto en el ecosistema local.

Agradecimientos: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, PUE-CONICET (IQUIBICEN), Universidad de Buenos Aires por los subsidios otorgados. Plan Hidráulico de la Ciudad de Buenos Aires y a la Agencia de Protección Ambiental Ciudad de Buenos Aires.

Referencias bibliográficas

Burgess RM, Ho KT, Brack W, Lamoree M. 2013. Effects-directed analysis (EDA) and toxicity identification evaluation (TIE): complementary but different approaches for diagnosing causes of environmental toxicity. *Environ. Toxicol. Chem*. 32:1935-1945.

Caixeta MB, Araújo PS, Rodrigues CC, Gonçalves BB, Araújo OA, Bevilaqua GB. 2021. Risk Assessment of Iron Oxide Nanoparticles in an Aquatic Ecosystem: A Case Study on *Biomphalaria glabrata*. *J. Hazard. Mater*. 401, 123398.

Kristoff G, Cacciatore LC, Guerrero NRV, Cochón AC. 2011. Effects of the organophosphate insecticide azinphos-methyl on the reproduction and cholinesterase activity of *Biomphalaria glabrata*. *Chemosphere*, 84: 585-591.

Krull M, Barros F. 2010. Key issues in aquatic ecotoxicology in Brazil: a critical review. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 7:57-66.

Miyasato PA, Kawano T, Freitas JC, Berlinck RGS, Nakano E, Tallarico LF. 2012. Molluscicidal activity of some marine substances against the snail *Biomphalaria glabrata* (Mollusca, Planorbidae). *Parasitol. Res*. 110: 1873–1879.

Paredes MG, Bianco KA, Menéndez-Helman RJ, Kristoff G. 2022. Aquatic contamination in Lugano Lake (Lugano Lake Ecological Reserve, Buenos Aires, Argentina) causes negative effects on the reproduction and juvenile survival of the native gastropod *Biomphalaria straminea*. *Frontiers in Physiology*, 13, 954868.

Russo J, Lagadic L. 2004. Effects of environmental concentrations of atrazine on hemocyte density and phagocytic activity in the pond snail *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Pulmonata). *Environ. Pollut.* 127: 303-311.

Fitotoxicidad del contaminante emergente IVERMECTINA sobre *Salvinia minima*

Judith Elizabeth, LACAVA[a,b,c*]; Julieta, PELUSO[b,c], Carolina M., ARONZON[b,c], Melisa S., OLIVELLI[b,c] y Rubén Darío, QUINTANA [b,c]

[a] Universidad Argentina de la Empresa (UADE). Instituto de Tecnología (INTEC). Buenos Aires, Argentina
[b] CONICET, Buenos Aires, Argentina
[c] IIIA-UNSAM-CONICET, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad, Campus Miguelete, 25 de mayo y Francia, 1650-San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina

[*]Correspondencia a los autores, E-mail: julacava@uade.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples.

Resumen

La actividad ganadera se ha desplazado de la zona pampeana hacia ecosistemas de humedales, intensificando la producción en dichas áreas. La producción animal intensiva es foco de enfermedades. La Ivermectina (IVM) es ampliamente utilizada para el control de endo- y ectoparásitos gastrointestinales; siendo encontrada comúnmente, luego de la excreta, en sedimentos y especies vegetales. La especie *Salvinia minima*, planta acuática flotante, nativa y habitual de zonas de humedal, ha sido previamente investigada debido a su uso como fitorremediadora de otros contaminantes. El presente trabajo propone analizar los efectos fitotóxicos de la IVM sobre *S. minima* mediante bioensayos de toxicidad a fin de determinar su potencial aplicación en procesos de fitorremediación. Se expusieron 4 g de plantas por en 8 réplicas de 0.5 L de distintas concentraciones de IVM (5 mg/L; 10 mg/L y 30 mg/L) y a un control (solución nutritiva) por 15 días. Al finalizar la exposición se midieron parámetros morfológicos (número de hojas total, verdes y marrones, largo de raíz, peso húmedo, cobertura vegetal total, de hojas verdes y marrones) y pigmentos fotosintéticos (Clorofila *a*, *b* y Carotenoides). Se observaron diferencias significativas entre los sistemas tratados con IVM y el control. El número de hojas marrones aumentó significativamente en el tratamiento 10 mg/L IVM. La cobertura vegetal total disminuyó significativamente en el tratamiento 30 mg/L, la cobertura vegetal de hojas marrones aumentó significativamente en los tratamientos 10 mg/L IVM y 30 mg/L IVM. Si bien la Clorofila *a* presentó una disminución en el tratamiento 30 mg/L IVM, fueron los parámetros morfológicos resultaron los más sensibles para la IVM. La concentración de IVM reportada en cuerpos de agua es menor a las concentraciones utilizadas, por tanto, la especie podría ser considerada en futuros procesos de remediación.

Palabras clave: fitotoxicidad; humedales; ivermectina; *Salvinia minima*

1. Introducción

El incremento de las áreas cultivadas en la región pampeana generó el desplazamiento de parte de la actividad ganadera a ecosistemas de humedal (Kandus *et al.* 2006), intensificando el modelo de producción. La creciente producción animal y la explotación intensiva es foco de enfermedades. Parte de las pérdidas económicas se deben a nematodos helmintos y artrópodos (Molinari, 2010).

La Ivermectina (IVM), se administra como endo y ecto antiparasitario para ganado vacuno, porcino, ovino y equino, desde hace más de dos décadas. Su uso indiscriminado y el contacto

del compuesto con pulsos de inundación ha planteado preocupaciones en torno a su posible riesgo ecotoxicológico (Mesa *et al.,* 2017). Se caracteriza por un corto periodo de retención y asimilación parcial por parte del animal. Tras su administración, se excreta entre el 62 y 98% (Foster *et al.,* 2014) y una vez en el ambiente puede contaminar cuerpos de agua por arrastre, escorrentía o lixiviación de estiércol. Previamente, se detectó IVM en cuerpos de agua del Delta Medio e Islas del Paraná y se determinó la presencia de IVM en plantas del género Salviniaceae sp., plantas acuáticas flotantes nativas de Argentina y habituales en zonas de humedal (Mesa *et al*. 2020).

Particularmente, la especie *Salvinia minima*, presente en la zona de estudio planteada, ha sido ampliamente investigada y propuesta como especie fitorremediadora de otros contaminantes (Iha y Bianchini, 2015). Respecto de los efectos fitotóxicos de la IVM sobre especies vegetales en estudios previos, se ha reportado una disminucion en el crecimiento radicular de *Sinapis alba* (Vokřál *et al.,* 2019). Sin embargo, el estudio de los efectos tóxicos de la IVM en plantas continúa siendo un área de potencial interés para su investigación.

Es por esto que el objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos tóxicos de la IVM en *Salvinia minima* mediante el análisis de diferentes variables morfométricas y el contenido de pigmentos fotosintéticos para su evaluación como especie remediadora.

2. Materiales y Métodos

2.1. Diseño Experimental

Los individuos de *S. minima* fueron obtenidos del Instituto Nacional de Tecnología Argentina (INTA), Buenos Aires. Se lavaron con agua destilada y se aclimataron 15 días en peceras (24 L) con solución nutritiva (0.588 mg $CaCl_2$/L, 0.246 mg $MgSO_4$/L, 0.126 mg $NaHCO_3$/L, 0.055 mg KCl/L) a 25 ± 2 °C, con ciclos de 12/12 h luz/oscuridad, y 12000 LUX (Mendes *et al.,* 2021).

La evaluación crónica (15 días) de los efectos tóxicos de la IVM sobre *S. minima* fue realizada en mesocosmos de vidrio de 10 cm de alto, 9 cm de lado y 9 cm de profundidad. Se colocaron 4 ± 0.5 g de biomasa fresca de *S. minima* con 0.5 L de distintas concentraciones de Ivermectina 1%, FACyT® (5 mg/L; 10 mg/L y 30 mg/L) preparadas con solución nutritiva y a un control (solución nutritiva) por octuplicado. La solución de exposición se cambió cada 72 h. Es importante evaluar la toxicidad del formulado comercial, ya que es el medicamento utilizado y que, debido a sus características, puede llegar al ambiente.

2.2. Evaluación de parámetros morfológicos

Los parámetros morfológicos fueron evaluados a tiempo inicial y final. Se contabilizó el número de hojas total, el largo de la raíz más larga, el peso húmedo de cada individuo por sistema y las hojas que presentaban efectos de clorosis o necrosis (Jampeetong y Brix, 2019). Los datos se expresaron como la diferencia entre tiempo final e inicial. Mediante registros

fotográficos fue calculada el área de cobertura vegetal (medida en cm^2) utilizando el software de edición de imagen ImageJ®. Brevemente, las áreas verdes y marrones fueron delimitadas contrastando las imágenes con los parámetros observados a 0 y 15 días.

2.3. Determinación de pigmentos fotosintéticos

La determinación de pigmentos fue realizada según Liu *et al.* (2018). Se maceraron 0.1 g de biomasa vegetal con etanol absoluto. Se dejaron reposar en oscuridad durante 24 h. Se tomó una alícuota del sobrenadante y se centrífugo a 25000 rpm durante 20 minutos.

El sobrenadante fue medido por espectrofotometría UV-Visible a 470, 649 y 665 nm. La cuantificación de Clorofila a (C_a), b (C_b) y Carotenoides (C_{x+c}) (Ec. 1, 2 y 3), se calculó según Lichtenthaler y Wellburn (1983). Los datos se expresan en µg/mL de extracto de *S. minima*.

$$C_a = 13.95A_{665} - 6.88A_{649} \quad (1)$$

$$C_b = 24.96A_{649} - 7.32A_{665} \quad (2)$$

$$C_{x+c} = \frac{1000A_{470} - 2.05C_a - 114.8C_b}{245} \quad (3)$$

2.4. Análisis Estadísticos

Se comprobó que los datos cumplieran los requisitos de normalidad y se realizó un análisis de varianza (ANOVA de un factor) seguido de un post test de Dunnet, utilizando el programa GraphPad Prism 8.0.

3. Resultados y Discusión

Si bien algunos autores reportan efectos sobre la raíz en plantas del género Salviniaceae por exposición a contaminantes como cobre (Liu *et al*., 2018) y altas concentraciones de NaCl (Jampeetong y Brix, 2009), en las concentraciones de IVM utilizadas en este estudio, el largo de raíz no presentó diferencias significativas. El número de hojas totales, hojas verdes y el peso húmedo tampoco presentaron diferencias significativas. Sin embargo, el número de hojas marrones aumentó significativamente en el tratamiento 10 mg/L IVM (Figura 1a).

La cobertura vegetal total presentó diferencias significativas entre el control y el tratamiento 30 mg/L IVM (Figura 1b). Pudiendo ser consecuencia de la pérdida de turgencia de las células (Jampeetong y Brix, 2009). La cobertura de hojas verdes se redujo significativamente en los tratamientos 10 mg/L IVM y 30 mg/L IVM (Figura 1c) mientras que la cobertura vegetal de hojas marrones aumentó significativamente en dichos tratamientos (Figura 1d). Estos resultados, junto con el aumento de hojas marrones, podrían asociarse a procesos de clorosis (Jampeetong y Brix, 2009). El aumento de áreas cloróticas/necróticas podría reducir la tasa de crecimiento vegetal debido a ineficiencias en el proceso de fotosíntesis (Ulfah *et al.*, 2022). Este último puede deberse a la reducción en la absorción/transporte de nutrientes (Clemens, 2006). Los parámetros morfológicos resultaron los más sensibles frente a la exposición a la IVM. Es posible considerar al área foliar como un marcador temprano del estado de salud de *S. minima* por exposición a la IVM.

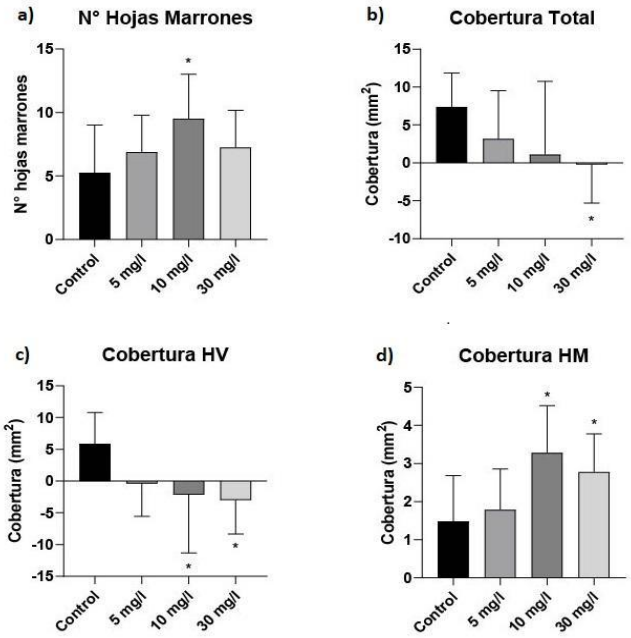


Figura 1. a) Número de hojas marrones; b) diferencia de Cobertura total; c) diferencia Cobertura de hojas verdes; d) diferencia de Cobertura de hojas marrones de *S. minima* expuesta a diferentes concentraciones de ivermectina (IVM) por 15 días

La clorofila es considerada un indicador de la capacidad fotosintética de las plantas (Cruz *et al.,* 2009). La C*a* presentó un valor significativamente inferior en el tratamiento 30 mg/L IVM (Figura 2). La C*b* y Carotenoides no presentaron diferencias significativas. La C*a* transforma la energía lumínica en química, contribuyendo al crecimiento de la planta (Cruz *et al.,* 2009). Su disminución es un efecto nocivo (Mendes *et al.*, 2021), ya que provoca la reducción de la tasa fotosintética y en consecuencia la producción de biomasa. La exposición de *S. minima* a la IVM podría impactar en la producción de estos pigmentos.

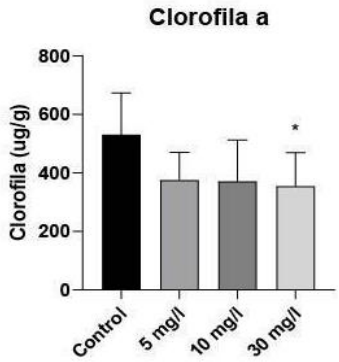


Figura 2. Niveles de clorofila *a* de los sistemas de *S. minima* expuestos a diferentes concentraciones de ivermectina (IVM) por 15 días.

La exposición de *S. minima* a concentraciones mayores a 10 mg/L IVM produjo una disminución en el desarrollo de las hojas. La reducción de la cobertura vegetal y del número total de hojas puede deberse a la disminución en la tasa fotosintética, la cual perjudica el crecimiento de la planta.

4. Conclusiones

El estudio de la toxicidad de compuestos orgánicos en especies del género *Salviniaceae* es un campo de reciente investigación. Si bien la exposición de *S. minima* a concentraciones de IVM mayores a 10 mg/L afectó significativamente parámetros morfológicos de la especie y su producción de pigmentos fotosintéticos, la concentración de IVM reportada en cuerpos de agua es menor a las concentraciones utilizadas, por tanto, la especie podría ser considerada en futuros procesos de remediación.

Referencias bibliográficas

Clemens S. (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie, 88*(11), 1707–1719.

Cruz A, Fortes D, Herrera R, García M, González S, Romero A. 2009. Comportamiento de los pigmentos fotosintéticos, según la edad de rebrote después del pastoreo de *Pennisetum purpureum vc*. Cuba CT-115 en la estación poco lluviosa. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola, 43* (2): 183-186.

Foster G, Bennett J, Bateman M. 2014. Effects of ivermectin residues on dung invertebrate communities in a UK farmland habitat. *Insect Conservation and Diversity, volume 7* (1): 64-72.

Iha DS, Bianchini I. 2015. Phytoremediation of Cd, Ni, Pb and Zn by *Salvinia minima*. *International Journal of Phytoremediation,* 17(10), 929–935.

Jampeetong A, Brix H. 2009. Effects of NaCl salinity on growth, morphology, photosynthesis and proline accumulation of *Salvinia natans*. *Aquatic Botany*, 91(3), 181–186.

Kandus P, Quintana RD, Bó R. 2006. *Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná*. Pablo Casamajor Ediciones, Buenos Aires, Argentina.

Lichtenthaler HK, Wellburn AR. 1983. Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and bof leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions*, 11(5), 591–592.

Liu N, Zhong G, Zhou J, Liu Y, Pang Y, Cai H, Wu Z. 2018. Separate and combined effects of glyphosate and copper on growth and antioxidative enzymes in *Salvinia natans (L.)* All. *Science of The Total Environment*, 1448 – 1456.

Mendes EJ, Malage L, Rocha DC, Kitamura RSA, Gomes SMA, Navarro-Silva MA, Gomes MP. 2021. Isolated and combined effects of glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid on the physiology and water remediation capacity of *Salvinia molesta. Journal of Hazardous Materials*, 417: 125694.

Mesa LM, Lindt I, Negro L, Gutierrez MF, Mayora G, Montalto M, Ballent L, Lifschitz A. 2017. Aquatic toxicity of ivermectin in cattle dung assessed using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 144, 422–429.

Mesa L, Gutiérrez MF, Montalto L, Perez V, Lifschitz A. 2020. Concentration and environmental fate of ivermectin in floodplain wetlands: An ecosystem approach. Science of *The Total Environment*, 706, 135692.

Molinari GB. 2010. Ivermectinas: Evaluación de su efecto deletéreo mediante ensayos de genotoxicidad. (Tesis doctoral). Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina.

Ulfah M, Nurussalma M, Budi Minarti I. 2022. Phytoremediation potential of *Salvinia molesta* for organic matter coffee liquid waste. *BIOEDUKASI: Jurnal Biologi dan Pembelajarannnya*, *20* (1), 26-30.

Vokřál I, Michaela Š, Radka P, Jiří L, Lukáš P, Dominika S, Lokvencová K, Szotáková B, Lenka S. 2019. Ivermectin environmental impact: Excretion profile in sheep and phytotoxic effect in *Sinapis alba*. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 169*, 944–949.

Efecto de un herbicida a base de glifosato sobre aspectos del ciclo de vida de *Daphnia spinulata* Birabén, 1917

Alicia Vignatti[a*], Betsabé Lares[a], María Florencia Gutiérrez[b], Santiago Echaniz[a] y Florencia Cora Jofré[c]

[a] Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo). FCEyN, UNLPam
[b] Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL). Santa Fe, pcia. de Santa Fe, Argentina.
[c] Depto. de Química, FCEyN, UNLPam.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Daphnia spinulata Birabén, 1917 es un cladócero autóctono neotropical, frecuente en lagos someros del centro de Argentina. Gran parte de las lagunas en las que habita están en establecimientos rurales en los que se utilizan herbicidas a base de glifosato para controlar malezas en los cultivos, compuestos que pueden alcanzar los cuerpos de agua por escorrentía. Debido a esto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de dos concentraciones del herbicida Panzer Gold®, sobre parámetros biológicos de *D. spinulata*. Dado que en ensayos previos se determinó que la salinidad óptima para la especie es 1 g/L, se hicieron dos tratamientos con 0.11 y 3.75 mg/L de herbicida y un control, usando como medio agua desmineralizada a la que se añadió NaCl hasta alcanzar la salinidad óptima.La longevidad de los ejemplares rondó los 17 días en el control y fue de casi tres días menos en los tratamientos con ambas concentraciones. La edad, talla y largo máximo alcanzado de las hembras cuando produjeron la primera camada de crías, no difirieron del control, lo mismo que la cantidad de mudas. El número de camadas y de crías en los tratamientos fueron diferentes al control. Mientras que en éste último, las hembras produjeron más de dos camadas, en los tratamientos fueron cercanas a una. En el caso de las crías, en los tratamientos con 0.11 y 3.75 mg/L las medias fueron 4.2 (± 5.9) y 3.5 (± 3.1) crías respectivamente, pero en el control la media fue 10. Las concentraciones de herbicida utilizadas en los ensayos parecen no haber tenido efectos evidentes sobre el crecimiento de las hembras de *D. spinulata*, pero si parecen haber afectado su reproducción, dado que la cantidad de camadas y crías fue menor en ambas concentraciones.

Palabras clave: *Daphnia spinulata*; glifosato; ensayos crónicos

1. Introducción

Daphnia spinulata Birabén, 1917 es una especie autóctona frecuente en lagunas de baja salinidad del centro de Argentina. Debido a que puede alcanzar tallas relativamente grandes (alrededor de 3 mm), en ausencia de depredación por peces puede tener influencia sobre la transparencia del agua, al deprimir la biomasa de fitoplancton con su pastoreo (Vignatti *et al*., 2019).

La mayoría de los ecosistemas acuáticos donde habita *D. spinulata* son lagos someros ubicados en cuencas donde se desarrollan actividades agrícolas con predominio de cultivos

de cereales y oleaginosas, entre las que se encuentra la soja. Para controlar especies vegetales no deseadas, en los establecimientos rurales es común el uso de herbicidas a base de glifosato (N- (fosfonometil) glicina) bajo diferentes formulados comerciales. El efecto de éstos productos sobre los cladóceros en general y las especies del género *Daphnia* en particular, es poco conocido y la mayor parte de los estudios se han realizado con *Daphnia magna* (Lares *et al*., 2022). Debido a que parte de estos compuestos pueden alcanzar los cuerpos de agua por escorrentía durante las precipitaciones, luego de haberse determinado previamente la salinidad óptima para el desarrollo de *D. spinulata* y la concentración letal 50 mediante bioesayos agudos (datos no publicados), el objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de dos concentraciones de Panzer Gold®, un herbicida a base de glifosato de uso habitual en Argentina (Reno *et al.*, 2018), sobre parámetros biológicos de esta especie.

2. Materiales y métodos

Los ejemplares de *Daphnia spinulata* utilizados en los ensayos provinieron de la eclosión a partir del banco de huevos del sedimento colectado en un lago somero subsalino y temporario de la provincia de La Pampa (Laguna *Luan Lauquen*: 36°19´S - 64°17´O) (Echaniz y Vignatti, 2010). Los ejemplares que fueron registrándose durante los ensayos de eclosión, fueron separados, aclimatados y mantenidos en el laboratorio durante mas de tres meses, a una temperatura de 22 (±1) °C, un fotoperíodo de 16/8 horas de luz/oscuridad y alimentados con el alga *Chlorella vulgaris* provenientes de cultivos axénicos desarrollados en nuestro laboratorio desde hace mas de 10 años.

El medio de experimentación utilizado para los ensayos crónicos fue preparado con agua desmineralizada, con el agregado de sales hasta alcanzar una salinidad de 1 g/L. El cloruro de sodio utilizado (previamente esterilizado a 260 ± 3 °C, durante 24 horas), es de uso industrial sin refinamiento (sin molienda ni aditivos) y proviene de la salinera Dos Anclas® (Salinas Grandes de Hidalgo - La Pampa).

Los ensayos se realizaron con dos concentraciones de herbicida a base de glifosato: 0.11 y 3.75 mg/L respectivamente. Mediante ensayos agudos previos, de 48 h de duración, se calculó la CL50 mediante el método Probit, siendo la misma de 7.5 mg/L aproximadamente (datos no publicados), por lo que las concentraciones seleccionadas para los ensayos correspondieron al 10 y 50% de dicha CL50. Además se realizó un tratamiento control.

Los neonatos seleccionados para los ensayos, de menos de un día de vida, se colocaron en recipientes transparentes de 25 ml (un ejemplar por recipiente) y se hicieron entre 10 y 14 réplicas por cada tratamiento. Cada 48 horas y hasta la muerte del ejemplar, se renovó el medio y se les proporcionó alimento (*Chlorella vulgaris*) *ad libitum*. Además, se midieron las mudas y se retiraron y contaron las crías en cada ocasión.

Las condiciones de fotoperíodo y temperatura utilizadas para el desarrollaro de los ensayos fueron las indicadas previamente.

Debido a la falta de normalidad de los datos, se utilizaron el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal Wallis (H) y el test de correlación de Spearman (r_s) para comparar los efectos de las diferentes concentraciones de herbicida sobre los parámetros biológicos indicados y explorar relaciones entre parámetros respectivamente.

3. Resultados y Discusión

La longevidad de los especímenes difirió entre los tratamientos ($H = 7.3$; $p < 0.05$), fue cercana a 17 días en el control y menor, rondando 14 días en ambos tratamientos con herbicida. Si bien la supervivencia no difirió, en el control y 0.11 mg/L algunos de los ejemplares sobrevivieron al menos hasta el día 19 - 21, mientras que en 3.75 mg/L ninguno superó 19 días (Figura 1).

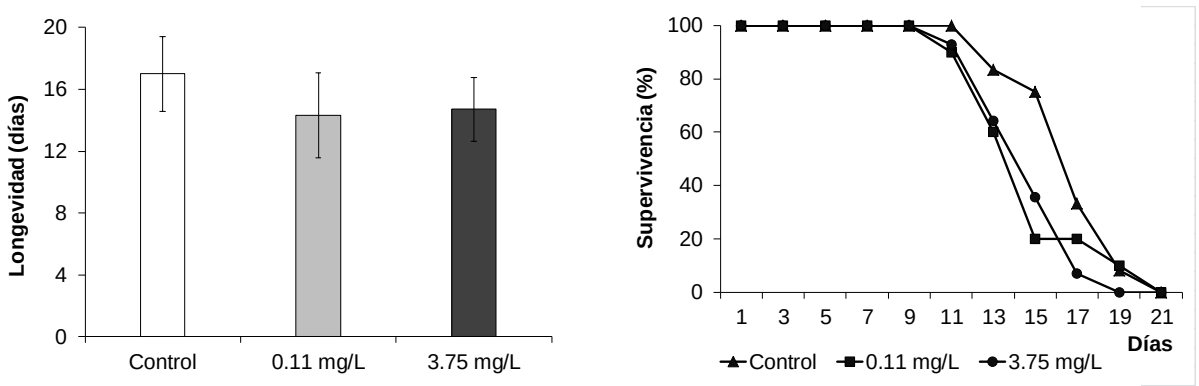


Figura 1. Longevidad (izquierda) y supervivencia (derecha) de *D. spinulata* en bioensayos crónicos con dos concentraciones de herbicida

Las hembras partenogenéticas produjeron su primera camada de crías a los 9 - 11 días y no se encontraron diferencias entre los tratamientos. A pesar de que el número total de mudas que realizaron las hembras fue ligeramente mayor en el control, la diferencia no fue significativa (Figura 2), mientras que la cantidad de camadas producidas por cada hembra difirió ($H = 6.1$; $p < 0.05$), siendo mayor a 2 camadas en el control mientras que en los tratamientos con herbicida fueron casi o menores a la mitad (Figura 2).

El número promedio de crías vivas producidas por cada hembra, relacionado con la cantidad de camadas, también difirió ($H= 6.2$; $p < 0.05$), ya que fue cercano a 10 crías en el control y de sólo 4.2 (± 5.9) y 3.5 (± 3.1) crías en los tratamientos con 0.11 y 3.75 mg/L de herbicida respectivamente (Figura 2). Este efecto negativo del herbicida sobre la reproducción coincide con lo encontrado por Reno *et al*. (2018) en ensayos de recuperación con dos cladóceros (*Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*), en los que estudiaron la dinámica poblacional de ambas especies luego de exponerlas durante 15 días a diferentes concentraciones de

herbicida a base de glifosato y es el efecto que más frecuentemente se ha observado en diferentes cladóceros (Lares *et al*., 2022).

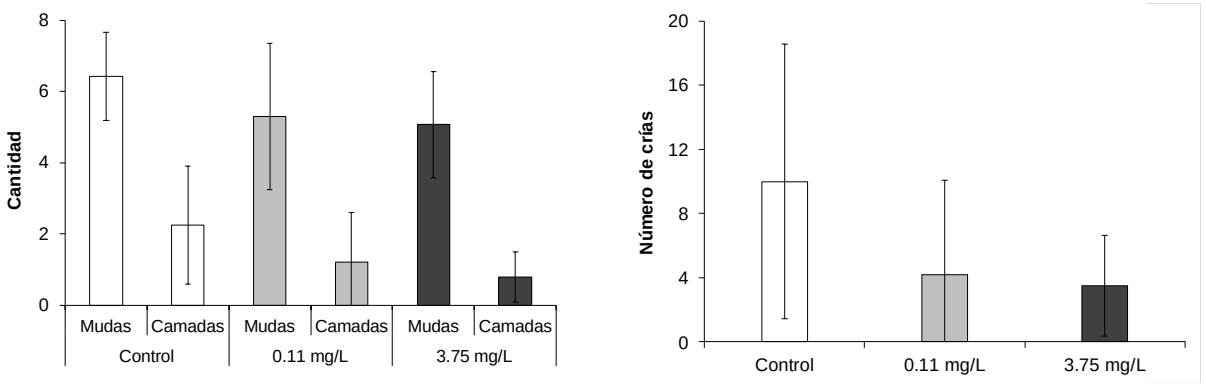


Figura 2. Número de mudas y de camadas de las hembras partenogenéticas de *D. spinulata* (izquierda) y de crías vivas producidas (derecha)

La talla de las hembras al momento de producir la primera camada de crías no fue diferente y fue heterogénea, ya que en los tratamientos con 0.11 mg/L algunas hembras empezaron a reproducirse apenas sobrepasaron 1500 µm mientras que en 3.75 mg/L todas empezaron a reproducirse cuando sobrepasaron 2000 µm. El largo máximo alcanzado por las hembras, determinado al momento de la muerte, tampoco fue diferente (Figura 3). La talla máxima de la hembra más pequeña apenas superó 1800 µm y la de la más grande alcanzó 3259 µm. Además, se encontró correlación entre la longevidad y la talla alcanzada por las hembras (r_s = 0.43: < 0.05).

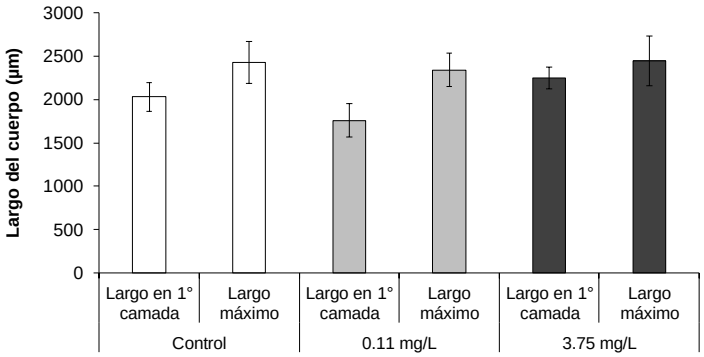


Figura 3. Largo medio de las hembras de *D. spinulata* al momento de la primera camada y largo máximo alcanzado.

4. Conclusión

Las concentraciones de Panzer Gold® utilizadas en estos ensayos parecen no haber tenido influencia sobre algunos parámetros biológicos de *D. spinulata* tales como el crecimiento, la cantidad de mudas y el momento en que las hembras empiezan a reproducirse, pero sí

afectaron la reproducción, dado el menor número de camadas y de crías que produjeron los ejemplares sometidos a ambas concentraciones de herbicida.

Referencias bibliográficas

Echaniz S, Vignatti A. 2010. Diversity and changes in the horizontal distribution of crustaceans and rotifers in an episodic wetland of the central region of Argentina. *Biota Neotrop*ica 10(3):133-141.

Lares B, Vignatti A, Echaniz S, Gutiérrez MF. 2022. Effects of glyphosate on cladocera: A synthetic review. *Aquatic Toxicology*. 249. doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106232

Reno U, Doyle S, Momo F, Regaldo L, Gagneten A. 2018. Effects of glyphosate formulations on the population dynamics of two freshwater cladoceran species. *Ecotoxicology* 27(7):784–793. doi.org/10.1007/s10646-017-1891-3.

Vignatti A, Cabrera G, Echaniz S. 2019. Efectos de la salinidad sobre parámetros biológicos de *Daphnia spinulata* Birabén, 1917 (Crustacea, Cladocera). En: Cortelezzi A, Entraigas I, Grosman F, Masson I (eds.) *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. Ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Tandil. Págs. 378–380.

Condiciones estresantes en hidrosistemas de cuencas agrícolas. Efectos en parámetros de estrés oxidativo en macrófitasy relación con la jerarquía limnológica

Leandro NEGRO[a b*], Daniela GARANZINI[c], Julieta MENDIETA[d], Mirta MENONE[c]

[a] Instituto Nacional de Limnología (CONICET – UNL), Santa Fe
[b] Escuela Superior de Sanidad (FBCB – UNL), Santa Fe
[c] Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (CONICET – UNMdP)
[d] Insituto de Investigaciones Biológicas (CONICET – UNMdP)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: leonegro82@hotmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los hidrosistemas propios de cuencas agricolas están caracterizados por poseer diferentes concentraciones de plaguicidas y nutrientes, los cuales llegan a ellos por el drenaje de las aguas. En este trabajo se evaluaron los niveles de estrés oxidativo ejercidos por las condiciones ambientales en la macrófita *Cabomba caroliniana* Gray. Diez individuos fueron expuestos mediante limnocorrales en los arroyosque componen el sistema "Del Chupino – Monje" desde su nacimiento hasta su desembocadura durante 7 días. Se midieron las actividades enzimáticas de Glutation S Transferasas, Peroxidasas y Superóxido Dismutasa y los niveles de Peróxido de Hidrógeno y de Sustancias Reactivas al Acido Barbitúrico. Las enzimas GSTs aumentaron en los arroyos de primer orden respecto al grupo control. Las concentraciones de Peróxido de Hidrógeno aumentaron en la mayor parte de los puntos evaluados comparándolos con el grupo control, así como también las concentraciones de TBARS, demostrando un aumento en la peroxidación lipídica. Las condiciones ambientales a los largo de todo el hidrosistema muestran efectos en las macrófitas luego de un tiempo corto de exposición, los cuales podrían, en el caso de una exposición constante, trasladarse a niveles de organización superiores.

Palabras clave: enzimas; *Cabomba caroliniana*; arroyos; uso del suelo.

1. Introducciòn

En la zona centro-sur de la provincia de Santa Fe encontramos arroyos cuyo nacimiento se origina por acumulación y drenaje de agua de lluvia, la cual atraviesa cuencas donde predomina laactividad agrícola de cultivos tradicionales (soja, maiz, trigo, entre otros). Estos arroyos confluyen para formar sistemas de mayor orden hasta desembocar en el tramo medio del río Paraná. El agua que compone estos arroyos puede arrastrar consigo múltiples compuestos utilizados en las actividades agrícolas, ya sea disueltos o adsorbidos al material particulado. Entre estos compuestos encontramos biocidas y fertilizantes, los cuales son periódicamente aplicados con el objetivo de favorecer el crecimiento de los cultivos (Hunter, 2012; Etchegoyen *et al*., 2017).

Las modificaciones producidas en las condiciones abióticas tienen su correlato en las comunidades biológicas (Newman y Unger, 2003). Dentro de los hidrosistemas, las condiciones físico-químicas pueden variar a medida que este va aumentando su jeraquía,

entre ellaslas concentraciones de Nitrógeno y Fósforo y especialmente las concentraciones de biocidas. Los arroyos del hidrosistema "Del Chupino – Monje"están caracterizados por altos valores de Nitrógeno y Fosforo en sus cabeceras (arroyos de primer orden) y presencia de biocidas, especialmente herbicidas como glifosato y su metabolito AMPA, Atrazina y 2,4 D, entre otros, en toda su extensión hasta su desembocadura en el Río Coronda, perteneciente al tramo medio del río Paraná (Negro *et al.,* 2019). Estas modificaciones en nutrientes y presencia de distintas concentraciones de plaguicidas, especialmente de herbicidas, podría tener un efecto tóxico sobre todo en organismos autótrofos, ya que son los organismos blanco de estos. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de las condiciones ambientales de los diferentes arroyos que componen este hidrosistema en parámetros enzimáticos y no enzimáticos relacionados con el estrés oxidativo de la macrófita *Cabomba caroliniana* Gray expuesta por periodos controlados.

2. Materiales y Métodos

Los arroyos a evaluar pertenecen a la cuenca "Del Chupino-Monje", que nace en el sector oeste de la provincia de Santa Fe y discurre por el centro-sur de la provincia sentido oeste-este hasta desembocar en el Río Coronda, dentro del tramo medio del Río Paraná. Este sistema se compone de 3 cabeceras, los arroyos "Tres Lagunas", "Las Espigas" y "El Arbolito" (arroyos de primer orden, puntos 1, 2 y 3) ubicados entre las localidades de "Las Rosas" y "Las Parejas" (Santa Fe). Estos confluyen para formar el arroyo "Del Chupino" (Punto 5, segundo orden), el cual también recibe aguas del arroyo "Bajo las Estacas" (Punto 4, primer orden; Punto 6; sector de confluencia entre ambos). Este se une a la "Cañada del Carrizal" (segundo orden, Punto 7) para dar un arroyo de tercer orden sin modificación de nombre (Cañada del Carrizal luego de la confluencia con el arroyo "Del Chupino", punto 8) la cual se une al canal "Irigoyen" (Segundo orden, punto 9) para formar el arroyo "Monje" (tercer orden, punto 10) (Figura 1).

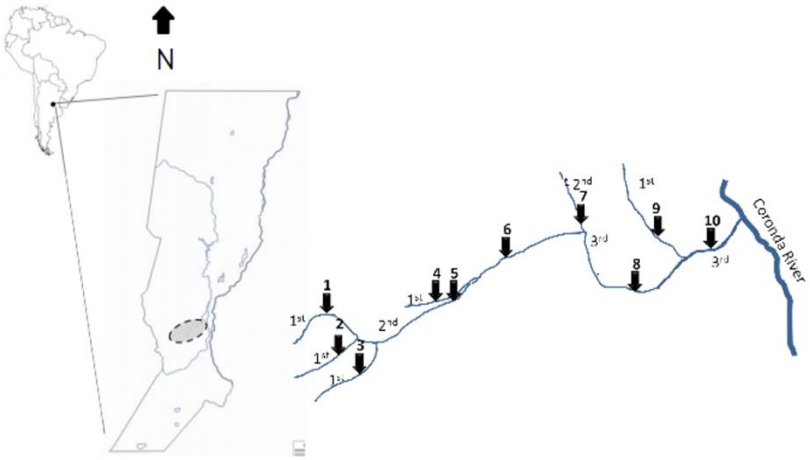


Figura 1. Hidrosistema "Del Chupino-Monje" con referencia de los puntos de muestreo

Las macrófitas utilizadas pertenecen a la especie *Cabomba caroliniana* Gray. Los individuos son clones obtenidos en un acuario de la ciudad de Santa Fe, los cuales presentan aproximandamente el mismo tamaño y son provenientes del mismo criadero. Una vez obtenidos, fueron aclimatados en piletones de 600 litros en el Instituto Nacional de Limnología (INALI), bajo condiciones naturales de luz y temperatura, aumentando gradualmente la conductividad del agua hasta llevarla a 7 mS/cm, para evitar el shock osmótico al ser colocadas en los arroyos. Las plantas fueron colocadas de a 10 individuos por punto en bolsas de red que permitieron la flotación de los limnocorrales y el acceso de estas a la luz solar. Un grupo control fue dejado en las mismas condiciones de limnocorral en los piletones de INALI donde se realizó la aclimatación. Luego de 7 días de exposición, las plantas fueron colectadas y llevadas con agua de sus respectivos puntos al laboratorio de Macrocrustáceos de INALI, preservadas a -80°C y enviadas con hielo seco al laboratorio de Ecotoxicología del IIMyC, donde se realizaron las extracciones de acuerdo a Wiegand *et al*. (2000) y se midió la actividad de las enzimas Glutation-S-Tranferasas (GST) (Habig *et al*., 1974), Peroxidadas (POD) y Superóxido Dismutasa (SOD) (Scebba *et al*., 1998), los nivéles de peróxido de Hidrógeno (H_2O_2) (Bellincampi *et al*., 2000), la peroxidación lipídica (TBARS) (Oakes y Van Der Kraak, 2003) y la concentración de proteínas (Prot) (Bradford 1976). Los valores obtenidos fueron normalizados de acuerdo a la concentración de proteínas extraída. Las comparaciones entre los diferentes sitios y el grupo control se realizó mediante Análisis de la Varianza (ANOVA) paramétricos o no paramétricos de acuerdo a las características de los datos

3. Resultados y Discusión

Los puntos 5 y 10 no pudieron ser evaluados debido a la desaparición de los limnocorrales. Las GSTs aumentaron significativamente con respecto al control en los puntos 2, 3 y 4 ($p < 0.05$), todos arroyos de primer orden.Las POD y la SOD aumentaron significativamente solo en el punto 2 ($p < 0.05$). Los valores de H_2O_2 fueron mayores en los puntos 2, 3, 4, 6, 7 y 9 mientras que los valores de las Sustancias Reactivas al Acido Tiobarbitúrico (TBARS), indicadoras de peroxidación lipídica, fueron mayores en los puntos 2, 3, 4, 7, 8 y 9, con respecto al control ($p < 0.05$).

En la mayor parte de los puntos evaluados se observa aumento de los niveles de H_2O_2. Este compuesto es una Sustancia Reactiva de Oxígeno (ROS) que, por ser producida como sustancia residual de la respiración celular, siempre se encuentra en niveles de base dentro de los organismos aeróbicos. Sin embargo, debido a su alta capacidad oxidante, debe ser rápidamente convertida en sustancias menos nocivas, como ocurre cuando es catalizada por la enzima catalasa o por las peroxidasas como POD. El aumento de POD solo fue observado en el punto 2, así como también se observó aumento de SOD. Sin embargo, las actividades enzimáticas no fueron suficientes para mantener las concentracinoes de ROS en niveles

cercanos a los basales (asumiendo como basales los niveles del grupo control). La peroxidación lipídica, biomarcador que muestra el daño producido por las las altas concentraciones de ROS, también aumentó en varios puntos, mostrando que los desbalances en el equilibrio oxidante/antioxidante no pudieron ser regulados por los distintos mecanismos antioxidantes, entre ellos los enzimáticos. La exposición a plaguicidas puede causar este tipo de desequilibrios en organismos autótrofos, los cuales, de continuar,podría causar efectos crónicos en las plantas (Menone *et al*., 2008; Lushchak, 2011). Estos datos coinciden con lo observado en los camarones *Macrobrachium borellii* Nobili, los cuales fueron expuestos a través de limnocorrales los mismos días que las macrófitas (Datos sin publicar). En estos organismos se observaron aumentos en la enzima Catalasa, en la Glutation Reductasa y en los niveles de H_2O_2 en hepatopáncreas en aquellos que permanecieron en arroyos de primer orden, mientras que se observaron aumentos de GSTs en hepatopáncreas y H_2O_2 en músculo en todos los puntos evaluados.

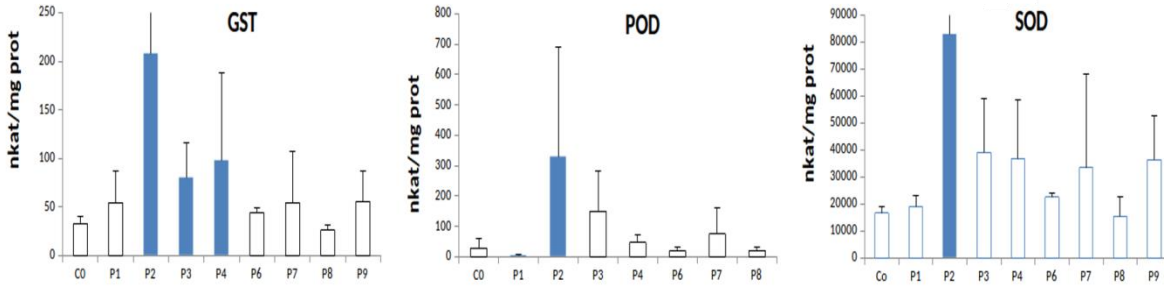


Figura 2. Actividades enzimáticas (nkat/mg prot) en las macrófitas *C. caroliniana* G. P1, P2, P3 y P4: Arroyos de primer orden; P5, P6,P7 y P9: Arroyos de segundo orden; P8: Arroyo de tercer orden

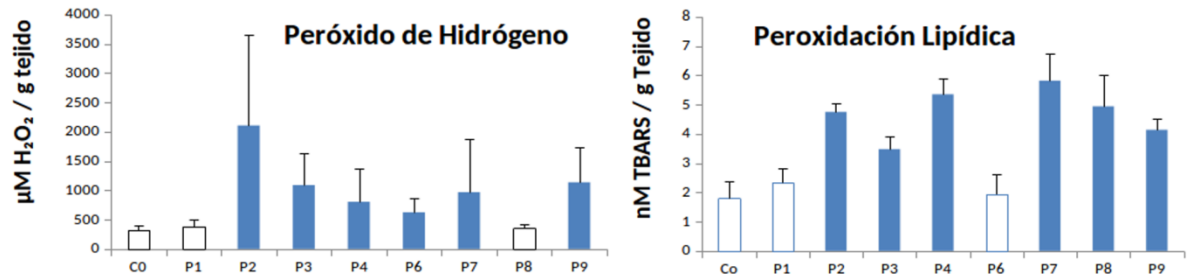


Figura 3. Niveles de Peróxido de Hidrógeno y de Sustancias Reactivas al Acido Tiobarbitúrico (Peroxidación lipídica) en las macrófitas *C. caroliniana* G. P1, P2, P3 y P4: Arroyos de primer orden; P5, P6, P7 y P9: Arroyos de segundo orden; P8: Arroyo de tercer orden

4. Conclusiones

En los arroyos de primer orden se observan modificaciones en las actividades enzimáticas, indicando el intento de los organismos de neutralizar ROS (vía SOD y POD) y el daño oxidativo (vía GSTs). Sin embargo, en casi todo el tramo del hidrosistema, desde su nacimiento hasta su desembocadura, se observaron altos niveles de ROS y peroxidación lipídica, mostrando que las condiciones ambientales son estresantes en este hidrosistema asociado al uso agricola de la tierra.

Agradecimientos: Agradecemos a la Dra. Berenice Schneider por su colaboración en la identificación de las macrófitas. Este proyecto fue ejecutado con fondos de los proyectos CAI+D 50520190100049LI01, PICT N° 2018-01748, PIP 11220200100639CO.

Referencias bibliográficas

Bellincampi D, Dipierro N, Salvi G, Cervone F, De Lorenzo G. 2000. Extracellular H_2O_2 induced by oligogalacturonides is not involved in the inhibition of the auxin-regulated rolB gene expression in tobacco leaf explants. *Plant Physiology* 122:1379-1385.

Bradford M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizang the principle of protein-dyw binding. *Anals of Biochemistry* 72:248–254.

Etchegoyen MA, Ronco AE, Almada P, Abelando M, Marino DJ. 2017. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoroing and Assessment* 189:63.

Habig WH, Pabst MJ, Jakoby WB. 1974. Glutathione S transferases. The first step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*. 249:7130-7139.

Hunter HM. 2012. Nutrients and herbicides in groundwater flows to the Great Barrier Reef lagoon: processes, fluxes and links to on-farm management. ISBN: 978-1-7423-0969.

Lushchak VI. 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. 101:13–30.

Menone ML, Pesce SF, Díaz MP, Moreno VJ, Wunderlin DA. 2008. Endosulfan induces oxidative stress and changes ondetoxication enzymes in the aquatic macrophyte *Myriophyllum quitense*. *Phytochemistry* 69:1150-1157.

Negro L, Mayora G, Gutiérrez F, Michlig M, Repetti MR, Licursi M. 2019. Arroyos relacionados con cuencas de alto impacto agrícologanadero. Modificaciones en concentraciones de nutrientes,biocidas y su relación con la jerarquía limnológica. En: Cortelezzi A, Entraigas I, Grosman F y Masson I (eds). 2019. *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. Azul, Argentina. 210–212.

Newman MC, Unger MA. 2003. Fundamentals of Ecotoxicology.Florida, Estados Unidos.458 pags.

Oakes KD, Van Der Kraak GJ. 2003. Utility of the TBARS assay in detecting oxidative stress in white sucker (Catostomus commersoni) populations exposed to pulp mill effluent. *Aquatic Toxicology* 63:447–463.

Scebba F, Sebastiani L, Vitagliano C. 1998. Changes in activity of antioxidative enzymes in wheat (*Triticum aestivum*) seedlings undercold acclimation. *Physiologia Plantarum* 104:147–752

Wiegand C, Pflugmacher S, Oberemm A, Steinberg CEW. (2000). Activity development of selected detoxication enzymes during the ontogenesis of the zebrafish (*Danio rerio*). *International Review of Hydrobiology* 85:413–422.

Efecto del insecticida lambdacialotrina sobre la natación de larvas de *Boana pulchella* (Anura: Hylidae)

Morena PANTUCCI SARALEGUI[a*], Marina SOLIS[a], Jezabel PRIMOST[a], Silvia FANELLI[a], Carlos BONETTO[a], Hernán MUGNI[a]

[a] Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: morena.pantucci@ilpla.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El insecticida piretroide lambdacialotrina es ampliamente utilizado en la región pampeana. El objetivo del presente estudio fue evaluar cuantitativamente el efecto de lambdacialotrina en el comportamiento natatorio de larvas de *Boana pulchella*, rana arborícola representativa de nuestra región, a partir de la determinación de la velocidad de desplazamiento media de las larvas expuestas utilizando el software de modelado y análisis de video Tracker®. Los resultados muestran que el comportamiento natatorio de *B. pulchella* puede verse potencialmente alterado por concentraciones ambientales de lambdacialotrina, lo que podría tener importantes consecuencias ecológicas. Se sugiere profundizar con esta innovadora metodología en nuevos estudios ecotoxicológicos.

Palabras clave: efectos subletales; anuros; insecticida lambdacialotrina; bioensayos.

1. Introducción

El insecticida de amplio espectro lambdacialotrina ocupa el segundo lugar en el mercado mundial de piretroides (Housset y Dickmann, 2009) y es ampliamente utilizado en cultivos agrícolas de la región de estudio (Aparicio *et al.,* 2015; CASAFE, 2013). Los piretroides son sustancias neurotóxicas que interrumpen la señalización eléctrica en el sistema nervioso, alterando la iniciación y propagación del potencial de acción en las neuronas y otras células excitables, y ocasionando finalmente parálisis y muerte (Dong *et al*., 2014). Se han registrado efectos letales y subletales de lambdacialotrina en organismos no blanco, tales como anuros (Jiang *et al*., 2019), peces (Dey y Saha, 2014) y crustáceos de agua dulce (Bownik *et al*., 2019), entre otros. No obstante, y más aún en nuestra región, la bibliografía es escasa. El presente estudio determinó el efecto del formulado Karate® (lambdacialotrina 25%) en la natación de larvas de *Boana pulchella*, rana arborícola abundante en la región pampeana de Argentina (Cei, 1980; Vaira *et. al*, 2012). Frente a la acción neurotóxica de los insecticidas, diversos trabajos evidenciaron de manera cualitativa el efecto de estas sustancias en el comportamiento natatorio de larvas de anuros (Agostini *et. al,* 2010; Natale *et al*., 2018; Ruiz de Arcaute, 2012; Salgado Costa, 2016). Hasta donde llega nuestro conocimiento, el presente trabajo reporta por primera vez datos cuantitativos sobre la alteración de la natación en larvas de anuros a distintas dosis de exposición.

2. Materiales y Métodos

2.1 Especie de estudio

En mayo de 2022 se colectaron huevos de *B. pulchella* en una charca libre de agroquímicos dentro del valle de inundación del arroyo Tubichaminí (35°07'22"S; 57°41'12"O), cercano a la ciudad de La Plata. Se trasladaron al laboratorio y se mantuvieron bajo condiciones controladas (25°C; fotoperiodo natural; agua de red declorinada y aireación continua, densidad de 10 individuos/L; alimentación *ad libitum* con lechuga y escamas Shulet®) hasta alcanzar el estadio 25 de Gosner (1960).

2.2 Ensayo de toxicidad

Se expusieron larvas de *B. pulchella* durante 96 h al formulado Karate® (lambdacialotrina 25%, SYNGENTA AGRO S.A.) preparado en concentraciones de efecto subletal (evaluadas en ensayos preliminares de laboratorio). Se compararon dos tratamientos (1.5 y 10 µg/L) y un grupo control (sin insecticida), por triplicado. La unidad experimental consistió en recipientes de vidrio con 1 L de medio (agua declorinada + formulado, según corresponda) y 10 larvas. A las 2 y 96 h de iniciado el experimento, las larvas de cada unidad experimental fueron trasvasadas con parte del medio a un recipiente de vidrio de 20 cm de diámetro y, luego de 2 minutos de aclimatación, filmadas desde el plano vertical durante 1 minuto con una cámara de video ubicada a 30 cm del recipiente. Posteriormente se calculó la velocidad de desplazamiento media de cada tratamiento (Faimali *et al*, 2006; Xuereb *et al,* 2009) mediante el software libre de modelado y análisis de video Tracker® (versión 6.0.8). Utilizando una frecuencia de 25 fotogramas/s se obtuvo la distancia total recorrida por cada individuo y se normalizó por la duración del video, obteniendo así la velocidad de desplazamiento media de cada larva, expresada en distancia recorrida por segundo (cm/s). Finalmente, se obtuvo la velocidad de desplazamiento media de cada tratamiento promediando los valores individuales y se comparó con la velocidad de desplazamiento media del grupo control.

El ensayo fue realizado a 25°C, con fotoperiodo natural, sin alimentación, sin aireación y con renovación total del medio cada 24 h.

2.3 Análisis estadístico

Se empleó el software STATISTICA 10 (Statsoft®). Se comparó la velocidad de desplazamiento media entre grupos experimentales mediante la prueba de Análisis de la Varianza (ANOVA) con test *a posteriori* Fisher LSD. Se comparó la velocidad de desplazamiento media entre tiempos de análisis para un mismo grupo experimental mediante la prueba t de Student.

3. Resultados y Discusión

Tanto al inicio como al final del experimento (2 y 96 h) las larvas expuestas a lambdacialotrina presentaron una velocidad de desplazamiento media (*v*) significativamente menor que las larvas del grupo control (**Tabla I**). Además, *v* fue menor para la mayor concentración de exposición de lambdacialotrina en el medio: *v* (Control) > *v* (1.5 µg/L) > *v* (10 µg/L) (LSD, $p<0.05$). Asimismo, *v* de las larvas expuestas a 10 µg/L disminuyó significativamente al final del experimento en comparación con su *v* inicial (Pba. t, $p<0.05$). En contraste, no se registraron diferencias significativas entre las *v* iniciales y finales del grupo control y del grupo expuesto a 1.5 ug/L (Pba. t, $p=0.102$ y 0.946 respectivamente).

v (cm/s)	***Control***	***1,5 µg/L***	***10 µg/L***
2 h	1.7 ± 0.2^{a}	1.3 ± 0.3^{b}	$0.9 \pm 0.3^{c*}$
96 h	1.7 ± 0.3^{a}	1.4 ± 0.3^{b}	$0.6 \pm 0.1^{c*}$

Tabla I: Velocidad de desplazamiento media *v* de los grupos experimentales a 2 y 96 h de iniciado el experimento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre grupos experimentales; * indica diferencias significativas entre tiempos de análisis del mismo tratamiento.

Cabe destacar que, en comparación con el grupo control, las larvas expuestas a las dos concentraciones de lambdacialotrina presentaron letargo en su respuesta luego de recibir estímulos y natación errática, de trayectoria helicoidal, efecto que se hizo más evidente a la mayor concentración del insecticida. Por el contrario, las larvas del grupo control mostraron respuesta instantánea a estímulos y natación con trayectorias más lineales y asemejadas al desplazamiento. En la figura 1 se representan las trayectorias de larvas de los tres grupos experimentales durante 1 min de filmación. Mientras que una larva expuesta a 10 µg/L recorrió una trayectoria de longitud L= 43.7 cm cubriendo una superficie de 35 cm^2, una larva expuesta a 1.5 µg/L y una larva del grupo control recorrieron 96.3 y 124.9 cm cubriendo una superficie de 168 y 400 cm^2, respectivamente.

Aunque estos resultados se obtuvieron en condiciones de laboratorio, el comportamiento natatorio de las larvas posee una gran relevancia ecológica por su efecto en las interacciones intraespecíficas (búsqueda de alimento y reconocimiento entre conespecíficos) e interespecíficas (depredación/presa y/o competencia) (Petrauskiene, 2003). La alteración de la natación debido a la exposición a contaminantes reduce la aptitud y eventualmente la supervivencia de la población (Roast *et al*., 2001). En la literatura se reportan concentraciones de lambdacialotrina en agua superficial de arroyos pampeanos de hasta 0.56 µg/L (Etchegoyen, 2020; Mac Loughlin *et al.,* 2022).

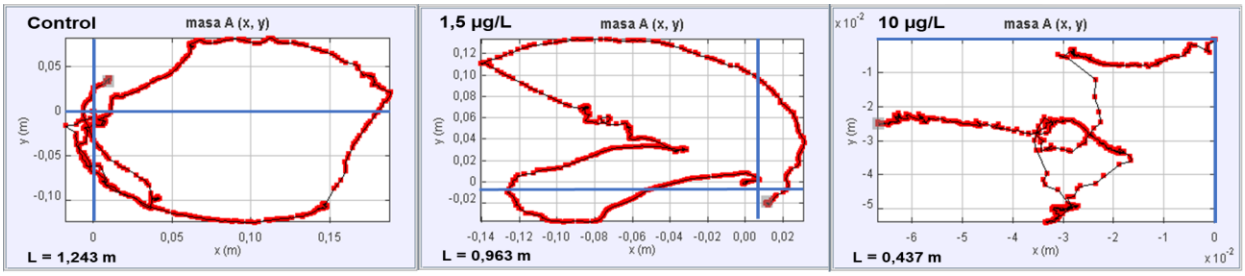


Figura 1: Representación gráfica en plano (x,y) de la trayectoria de larvas pertenecientes a los tres grupos experimentales (Control, 1.5 y 10 µg/L). El inicio de la trayectoria corresponde al punto (0,0) indicado con el eje de coordenadas azul. L representa la longitud de la trayectoria total recorrida por la larva en el tiempo de análisis (1 min). Fuente: *Tracker*®

Si bien las concentraciones ambientales reportadas son menores que las evaluadas en este estudio, los resultados son aún preliminares. Resulta de importancia contar con un mayor número de registros en campo, siendo que el uso de lambdacialotrina va en aumento, y evaluar el efecto de concentraciones menores sobre el comportamiento natatorio de *B. pulchella*. Cabe señalar la elevada tolerancia de las larvas de *B. pulchella* a los efectos agudos, dado que no se registró mortalidad a la mayor concentración ensayada (10 µg/L).

4. Conclusiones

Se evidenció satisfactoriamente el efecto del formulado Karate® (lambdacialotrina 25%) en concentraciones subletales sobre el comportamiento natatorio de larvas *B. pulchella.* Estos resultados obtenidos en laboratorio sugieren que ingresos del insecticida en ambientes acuáticos pampeanos, reportados en la bibliografía, podrían tener implicancias negativas en poblaciones naturales de la especie estudiada (representativa y ampliamente distribuida en nuestra región) e incluso a nivel ecológico. Frente a la reproducibilidad del experimento realizado y la robustez de los resultados obtenidos, se sugiere profundizar en la evaluación de este punto final en ensayos de toxicidad subletal en laboratorio. Su aplicación, además, constituye una potencial herramienta de alerta temprana para la evaluación de la toxicidad ocasionada por plaguicidas en ambientes acuáticos asociados a agroecosistemas.

Referencias bibliográficas

Agostini, M. G., Natale, G. S., Ronco, A. E., 2010. Lethal and sublethal effects of cypermethrin to Hypsiboas pulchellus tadpoles. Ecotoxicology, 19(8), 1545-1550.

Aparicio, V., De Gerónimo, E., Guijarro, K. H., Perez, D., Portocarrero, R., Vidal, C., 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA Ediciones, Argentina, pp. 1-74.

Bownik, A., Kowalczyk, M., Bańczerowski, J., 2019. Lambda-cyhalothrin affects swimming activity and physiological responses of Daphnia magna. Chemosphere, 216, 805-811.

CASAFE, 2013. Cámara Argentina de Fitosanitarios. Guía de productos fitosanitarios para la República Argentina. Disponible en: https://www.casafe.org/publicaciones/datos-del-mercado-argentino-de-fitosanitarios/.

Cei, J. M., 1980. Amphibians of Argentina. Firenze, Italia: Monitore Zoologico Italiano, p. 611.

Dey C, Saha SK., 2014. A Comparative Study on The Acute Toxicity Bioassay of Dimethoate and Lambda-cyhalothrin and Effects on Thyroid Hormones of Freshwater Teleost Fish Labeo rohita (Hamilton). In J Environ Res 8(4): 1085-1092.

Dong, K., Du, Y., Rinkevich, F., Nomura, Y., Xu, P., Wang, L., Silver, K., Zhorov, B.S., 2014. Molecular biology of insect sodium channels and pyrethroid resistance. Insect Biochem. Mol. Biol. 50, 1e17.

Etchegoyen, 2020. El monitoreo ambiental como herramienta de intervención en los conflictos socioambientales derivados del uso de plaguicidas. SEDICI. doi.org/10.35537/10915/116401

Faimali, M., Garaventa, F., Piazza, V., Greco, G., Corra, C., Magillo, F., ... Tagliafierro, G., 2006. Swimming speed alteration of larvae of Balanus amphitrite as a behavioural end-point for laboratory toxicological bioassays. Marine Biology, 149(1), 87-96.

Gosner, K. L., 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica, 16(3), pp. 183-190.

Housset, P., Dickmann, R., 2009. A promise fulfilleddpyrethroid development and the benefits for agriculture and human health. Bayer Crop 62, 135e143.

Jiang L., Chen A., Niu F., Zhang Y., 2019. Antioxidant vitamin E protects embryos of Xenopus tropicalis against lambda-cyhalothrin induced embryotoxicity. Environ Sci Pollut Res 26: 21629-21640.

Mac Loughlin, T. M., Peluso, M. L., Marino, D. J., 2022. Multiple pesticides occurrence, fate, and environmental risk assessment in a small horticultural stream of Argentina. Science of The Total Environment, 802, 149893.

Natale, G.S., Vera-Candioti, J., Ruiz de Arcaute, C., Soloneski, S., Larramendy, M.L., Ronco, A.E., 2018. Lethal and sublethal effects of the pirimicarb-based formulation Aficida® on Boana pulchella (Duméril and Bibron, 1841) tadpoles (Anura, Hylidae). Ecotoxicol. Environ. Saf. 147, 471–479.

Petrauskiene, L., 2003. Water and sediment toxicity assessment by use of behavioural responses of medicinal leeches. Environ Int 28:729–736

Roast SD, Widdows J, Jones MB, 2001. Impairment of mysid (Neomysis integer) swimming ability: an environmentally realistic assessment of the impact of cadmium exposure. Aquat Toxicol 52:217–227

Ruiz de Arcaute, C., Salgado Costa, C., Demetrio, P. M., Natale, G. S., Ronco, A. E., 2012. Influence of existing site contamination on sensitivity of Rhinella fernandezae (Anura, Bufonidae) tadpoles to Lorsban®48E formulation of chlorpyrifos. Ecotoxicology, 21(8), pp. 2338-48.

Salgado Costa, C., 2016. Desarrollo de un modelo experimental con larvas de Ceratophrys spp. (Anura: Ceratophryidae) para su aplicación en estudios ecotoxicológicos de plaguicidas: efectos sobre variables convencionales y bioacústicas. SEDICI. https://doi.org/10.35537/10915/52069

Tracker® Video Analysis and Modeling Tool. https://physlets.org/tracker/

Vaira, M., Akmentins, M., Attademo, M., Baldo, D., Barrasso, D. A., Barrionuevo, S., Basso, N. G., Blotto, B. L., Cairo, S., Cajade, R., 2012. Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología, 26, pp. 131-214.

Xuereb, B., Lefèvre, E., Garric, J., Geffard, O., 2009. Acetylcholinesterase activity in Gammarus fossarum (Crustacea Amphipoda): Linking AChE inhibition and behavioural alteration. *Aquatic Toxicology*, 94: 114-122.

Toxicidad de dos plaguicidas con diferentes mecanismos de acción sobre el camarón de agua dulce *Palaemon argentinus*

Leda Etcheverry,[a*], Fernando G. Spaccesi[a], Natalia E. Cappelletti[b], Sabrina M.L. Lavarías[a]

[a] Instituto de Limnología de La Plata "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) CONICET CCT La Plata-Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Buenos Aires.
[b] CONICET-Departamento de Ambiente y Turismo. Universidad Nacional de Avellaneda, Buenos Aires.
*Correspondencia a los autores, E-mail: leda.etcheverry@ilpla.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar de forma comparativa la sensibilidad del camarón autóctono *Palaemon argentinus* al piretroide cipermetrina (CYP) y al ácido tetramico spirotetramat (STM). Los valores de 96 h-LC_{50} en camarones adultos para CYP y STM fueron 0.011 µg/L y 4.01 mg/L, respectivamente. Al comparar otros valores de 96 h-LC_{50} reportados en otros organismos acuáticos para ambos plaguicidas se encontró que *P. argentinus* presenta una sensibilidad intermedia a CYP y una alta sensibilidad al STM. Estos resultados aportan información valiosa sobre una especie propuesta como bioindicadora de la calidad de ecosistemas acuáticos, y su sensibilidad frente a un plaguicida de última generación recientemente incorporado al control de plagas.

Palabras clave: cipermetrina; spirotetramat; *Palaemon argentinus*; sensibilidad; *LC_{50}*

1. Introducción

Entre los plaguicidas ampliamente utilizados en la región bonaerense se encuentran los piretroides como la cipermetrina (CYP) (Etchegoyen *et al.*, 2017; Mac Loughlin *et al.*, 2017; Pérez *et al.*, 2021). Este pertenece a la clase de insecticidas derivados de las piretrinas muy utilizados en todo el mundo debido a su alto nivel de efectividad y baja toxicidad en comparación con los organofosforados y carbamatos (Palmquist *et al.*, 2012). Sin embargo, investigaciones recientes revelan que estos insecticidas también son riesgosos para la biota acuática (Tang *et al.*, 2018). En los principales cursos de agua de la cuenca Paraguay-Paraná se han reportado concentraciones de CYP de hasta 6.6 µg/L y 221 µg/kg en aguas superficiales y sedimentos respectivamente (Etchegoyen *et al.*, 2017).

El spirotetramat (STM) es un ácido tetrámico cuyo mecanismo de acción es la disrupción de la lipogénesis (Brück *et al.*, 2009). Se conocen los efectos del STM sobre poblaciones de hemípteros, lepidópteros, thysanopteros, ácaros y mosca blanca pero poco se sabe sobre las

consecuencias de ese nuevo producto en organismos no-blanco (Yin *et al.*, 2014; Agbohessi *et al.*, 2013). En Argentina este plaguicida ya se está comercializando y como muchos otros agroquímicos utilizados, su destino final son los cuerpos hídricos del entorno de los campos de producción. Sin embargo, las consecuencias y los riesgos para los ecosistemas acuáticos están poco estudiados. Además, la información existente sobre su toxicidad en crustáceos es escasa (Houssou *et al.*, 2018; Lavarias *et al.*, 2022).

Debido a que los sistemas acuáticos pampeanos son particularmente vulnerables a los plaguicidas, se propuso evaluar el efecto tóxico de CYP y STM (plaguicidas con diferente mecanismo de toxicidad) en el crustáceo decápodo autóctono *P. argentinus.* De esta especie se ha resaltado su mayor sensibilidad a los piretroides en comparación a otros crustáceos, peces y anfibios (Collins y Cappello, 2006) y ha sido propuesta como bioindicadora de la salud de cuerpos de agua dulce (Bertrand *et al*., 2015; Chiodi Boudet *et al*., 2019; Montagna y Collins, 2007). También presenta otras ventajas como su fácil recolección y manipulación para las pruebas de laboratorio (Key *et al.*, 2006).

De acuerdo con los antecedentes, el objetivo de este trabajo fue evaluar la sensibilidad de *P. argentinus* a CYP y STM por medio de los valores de dosis letales 50% (LC_{50}).

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitio de recolección y aclimatación de organismos

Se realizó un muestreo en un curso de agua dulce ubicado en el partido de Magdalena, prov. de Bs. As. (A. Chubichaminí: 35°7'44.50" S, 57°41'51.95" O) en el mes de mayo de 2022 y se recolectaron camarones adultos de *P. argentinus* en etapa post-reproductiva. Se registraron en el mismo sitio parámetros fisicoquímicos del agua con sensores multiparamétricos (HORIBA® U-10). También se tomaron muestras de sedimento con una draga Ekman (100 cm^2) para análisis granulométrico (método Robinson) y contenido de materia orgánica (perdida por ignición a 450 °C). Tanto los parámetros fisicoquímicos como las muestras de sedimento se tomaron por triplicado. Los camarones se llevaron al laboratorio y se mantuvieron en agua de red declorada, con aireación y a 22 °C ± 1, fotoperíodo de 12:12 h luz:oscuridad y alimentados *ad libitum* con alimento comercial.

2.2. Preparación de soluciones de exposición

Se prepararon soluciones madre de CYP (formulado Glextrin® 25, con 25% de principio activo, GLEBA S. A. La Plata, Argentina) y de STM (formulado Movento®, con 15.3% de principio activo, Bayer® S.A., Argentina) en acetona a concentraciones de 350 µg/L y 150 g/L respectivamente y se mantuvieron en oscuridad a 4 ºC.

2.3. Determinación de los valores de 96 h-LC_{50}

Después del periodo de aclimatación, se seleccionaron aleatoriamente 120 camarones adultos (203.9 ± 50.6 mg peso húmedo; 11.9 ± 1.8 mm largo cefalotórax) para los bioensayos

de letalidad. Inicialmente, se distribuyeron entre 24 acuarios de vidrio que contenían 2.5 L de agua declorada. Se colocaron aleatoriamente cinco animales por acuario y se mantuvieron a 22 ± 1 °C en un ciclo de luz/oscuridad de 12:12 h con aireación constante y sin alimentación durante 1 día para garantizar un estado fisiológico homogéneo. Luego se expusieron a diferentes concentraciones de CYP (0.001 a 0.023 µg/L) y de STM (3.6 a 30.8 mg/L), 10 camarones (2 acuarios) por tratamiento. Se adicionaron dos grupos control, uno con acetona (solvente de dilución) y otro con agua declorada. Los camarones se mantuvieron durante 96 h y se renovó el medio cada 24 h luego de registrar la mortalidad. Los bioensayos se realizaron por triplicado.

3. Resultados y Discusión

3.1. Sitio de recolección

Los parámetros fisicoquímicos registrados en el sitio de muestreo de los organismos fueron: temperatura: 9.78 ± 0.38 ºC, oxígeno disuelto: 10.51 ± 0.15 mg/L, conductividad: 0.933 ± 0.006 mS/cm, pH: 8.22 ± 0.56. El contenido de materia orgánica en las muestras de sedimento resultó en un 5.23 ± 1.33 %. Mientras que la textura resultó limo-arcillosa con una composición granulométrica de 17.33 ± 2.56 % de arena, 44.0± 6.96 % de limos y 38.66 ± 7.13 de arcillas (82.66 ± 2.56 % de sedimentos <63 µm).

3.2. Determinación de LC_{50}

Los valores de LC_{50} para las formulaciones comerciales de CYP y STM en camarones adultos de *P. argentinus* se presentan en la Tabla I.

LC_{50}	CYP µg/L	STM mg/L
24-h	0.158 (0.078 -0.506)	18.24 (11.30-33.58)
48-h	0.066 (0.027-0.18)	10.39 (6.62-15.52)
72-h	0.017 (-)	5.76 (2.79-7.63)
96-h	0.011 (0.003-0.022)	4.01 (2.24-5.57)

Tabla I. Valores de LC_{50} para adultos de *Palaemon argentinus* expuestos a CYP y STM durante 96 h con sus respectivos intervalos de confianza. Ecuación del análisis Probit para CYP y $=0.387e^{-0.039x}$ $R^2=$ 0.995; y para STM y $=29.046e^{-0.021x}$ $R^2=$ 0.994

Se observó que la sensibilidad de *P. argentinus* a ambos plaguicidas aumenta con el tiempo de exposición y la toxicidad aguda a CYP es mayor que a STM. Para cada plaguicida se construyó una curva de distribución de sensibilidad de especies (SSD), teniendo en cuenta los datos de 96 h-LC_{50} obtenidos de la base de datos de USEPA ECOTOX database (http://cfpub.epa.gov/ecotox/), utilizando el software SSD Toolbox V1 (Etterson, 2020) (Fig. 1). Para CYP, la curva SSD se construyó teniendo en cuenta los datos reportados para otras especies de crustáceos. Los camarones adultos de *P. argentinus* poseen una sensibilidad intermedia a CYP con respecto a otros crustáceos. Adicionalmente, Collins y Cappello (2006)

calcularon un valor de 96 h-LC_{50} para CYP en juveniles de *P. argentinus* el cual resultó en 0.002 µg/L mostrando una sensibilidad mucho mayor que los adultos al plaguicida (Fig. 1A). La mayor sensibilidad de los estadios inmaduros posiblemente se deba a que estos suelen tener una elevada tasa metabólica en comparación a los adultos debido a su crecimiento y desarrollo más rápido, lo que les permitiría absorber más contaminantes (DeLorenzo *et al*., 2006). Otra razón podría ser que los estadios inmaduros tienen una mayor relación superficie-volumen que los adultos, por lo que tendrían una rápida cinética de absorción de los productos químicos (Kefford *et al*., 2004).

En cuanto a STM, debido a la escasa información publicada sobre la toxicidad de este plaguicida, la curva de SSD se construyó con los datos reportados hasta el momento. La Fig. 1B muestra que *P. argentinus* se encuentra entre las especies más sensibles a este plaguicida. Otros valores (48 h- LC_{50}) reportados en otras especies de crustáceos *Cyclops abyssorum* (37.42 mg/L) y *Daphnia magna* (46.55 mg/L) muestran mayor resistencia.

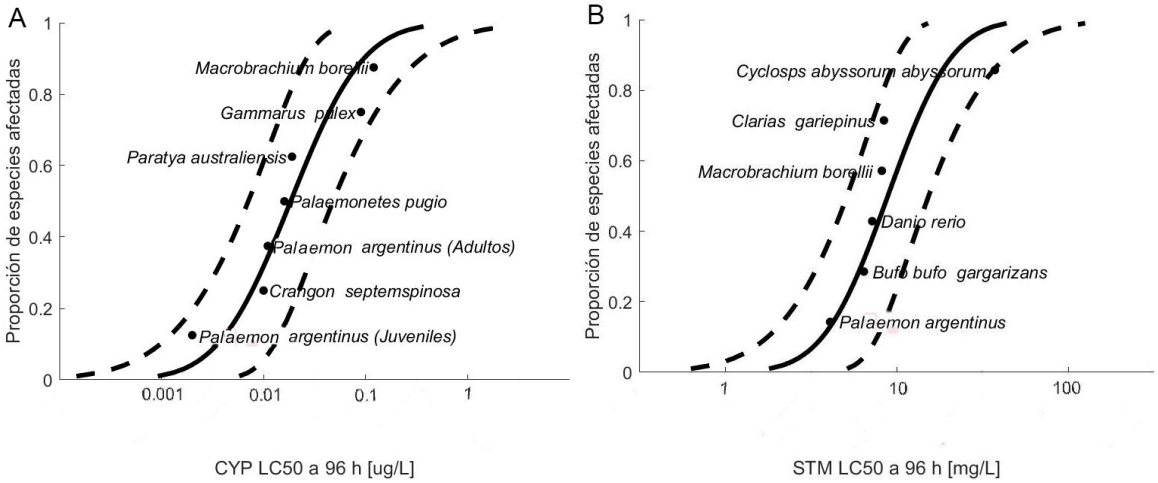


Figura 1. Distribuciones de sensibilidad de especies (SSD) para CYP (A) y STM (B). Los datos de toxicidad utilizados para construir las curvas se derivaron de las concentraciones letales agudas (LC_{50}) encontradas en la literatura.

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que *P. argentinus* es altamente sensible a CYP en rangos de concentración por debajo de los reportados en entornos naturales de la región pampeana. En cuanto a STM esta especie muestra, en comparación al resto de los valores reportados para otros organismos acuáticos, una alta sensibilidad a este plaguicida. Debido a la escasa información existente sobre este nuevo plaguicida es necesario continuar evaluando los riesgos toxicológicos en especies autóctonas.

Referencias bibliográficas

Agbohessi PT, Imorou Toko I, Houndji A, Gillardin V, Mandiki M, Kestemont P. 2013. Acute toxicity of agricultural pesticides to embryo-larval and juvenile African catfish *Clarias gariepinus*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, *64*(4), 692-700.

Bertrand L, Monferrán MV, Métais I, Mouneyrac C, Amé MV. 2015. *MTs in* Palaemonetes argentinus *as potential biomarkers of zinc contamination in freshwaters. Ecological Indicators,* 48, 533–541.

Brück E, Elbert A, Fischer R, Krueger S, Kühnhold J, Klueken AM, ... y van Waetermeulen X. 2009. Movento®, an innovative ambimobile insecticide for sucking insect pest control in agriculture: biological profile and field performance. *Crop Protection*, *28*(10), 838-844.

Chiodi Boudet L, Mendieta J, Romero MB, Dolagaratz Carricavur A, Polizzi P, Marcovecchio, JE, Gerpe M. 2019. Strategies for cadmium detoxification in the white shrimp *Palaemon argentinus* from clean and polluted field locations. *Chemosphere*, 236, 124224.

Collins P, Cappello S. 2006. Cypermethrin toxicity to aquatic life: bioassays for the freshwater prawn *Palaemonetes argentinus*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 51(1), 79-85.

DeLorenzo ME, Serrano L, Chung KW, Hoguet J, Key PB. 2006. Effects of the insecticide permethrin on three life stages of the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Ecotoxicol.* Environ. Saf. 64, 122-127.

Etchegoyen, MA, Ronco, AE, Almada P, Abelando M, y Marino DJ. 2*017.* Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental monitoring and assessment, 189(2), 1-12.*

Etterson M. 2020. Technical Manual: SSD Toolbox Version 1.0. EPA/600/R-19/104. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Computational Toxicology and Exposure, Great Lakes Toxicology and Ecology Division, Duluth, MN.

Houssou AM, Cocan D, Bonou CA, Miresan VIOARA y Montchowui ELIE. 2018. Survival and reproduction of *Cyclops abyssorum* (freshwater copepod) exposed to spirotetramat and 2, 4-D. *Romanian Biotechnological Letters*, *23*(4), 13761-13770.

Kefford BJ, Dalton A, Palmer CG, Nugegoda D. 2004. The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in southeast Australia and South Africa. Hydrobiologia 517, 179–192.

Key PB, Wirth EF, Fulton MH. 2006. A review of grass shrimp, Palaemonetes spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental Bioindicators*, *1*(2), 115-128.

Lavarias SML, Colpo KD, Landro, SM, Ambrosio ES, Capítulo AR, Arrighetti F. 2022. Deleterious effects of two pesticide formulations with different toxicological mechanisms in the hepatopancreas of a freshwater prawn. *Chemosphere*, 286, 131920.

Mac Loughlin TM, Peluso L, Marino DJ. 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment,* 598, 572-580.

Montagna MC, Collins PA. 2007. Survival and growth of Palaemonetes argentinus (Decapoda; Caridea) exposed to insecticides with chlorpyrifos and endosulfan as active element. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *53*(3), 371-378.

Palmquist K, Salatas J, Fairbrother A. 2012. Pyrethroid insecticides: use, environmental fate, and ecotoxicology. *Insecticides-advances in integrated pest management*, 251-278.

Pérez DJ, Iturburu FG, Calderón G, Oyesqui LAE, de Geronimo E, Aparicio VC. 2021. Ecological risk assessment of current-use pesticides and biocides in soils, sediments and surface water of a mixed land-use basin of the pampas region, Argentina. *Chemosphere* 263: 128061.

Tang W, Wang DI, Wang J, Wu Z, Li L, Huang M, ... y Yan D. 2018. Pyrethroid pesticide residues in the global environment: an overview. *Chemosphere*, *191*, 990-1007.

Yin X, Jiang S, Yu J, Zhu G, Wu H, y Mao C. 2014. Effects of spirotetramat on the acute toxicity, oxidative stress, and lipid peroxidation in Chinese toad (*Bufo bufo gargarizans*) tadpoles. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *37*(3), 1229-1235.

Análisis de microplásticos en Ostras (*Crassostrea gigas*) y Langostinos (*Pleoticus muelleri*) en el Estuario de Bahía Blanca

Carolina V. COLOMBO[a*], Maialén G. ARDUSSO[a,b], Ana D. FORERO-LÓPEZ[a], Guido N. RIMONDINO[b], Melisa D. FERNÁNDEZ SEVERINI[a], Natalia S. BUZZI[a,c]

[a] Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/UNS), Bahía Blanca, Argentina
[b] Instituto de Investigaciones en Fisicoquímica de Córdoba (INFIQC), Departamento de Fisicoquímica, Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
[c] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Argentina

[*]Correspondencia a los autores, E-mail: colombo.carolina.victoria@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Se analizaron ostras (*C. gigas)* y langostinos (*P. muelleri)*, dos especies comestibles, de cuatro sitios en el Estuario de Bahía Blanca (EBB) para determinar la presencia y abundancia de partículas de microplásticos (MP). Se detectaron un total de 397 partículas de MP, con concentraciones medias de 0.37 ± 0.45 y 2.8 ± MP/g PH (peso húmedo) en *C. gigas* y *P. muelleri* respectivamente. No se hallaron diferencias significativas entre los sitios muestreados para *P. muelleri*, pudiendo relacionarse con altas tasas de alimentación, ya que el estuario funciona como sitio de engorde para dicha especie. Predominaron las fibras transparentes en ambas especies, posiblemente derivadas de tejidos textiles provenientes de descargas cloacales, ya que la composición resultó ser celulosa y poliamida-mezcla con algodón. La presencia de partículas de MP en estas especies ampliamente consumidas, plantea una gran preocupación en marco de seguridad alimentaria, debido a la posible transferencia de estos contaminantes emergentes al ser humano.

Palabras clave: microplásticos; ostras; langostinos; seguridad alimentaria; estuario

1. Introducción

Los plásticos comprenden la mayor cantidad de basura en los océanos, ingresando a través de ríos, descargas de aguas residuales y de barcos en el mar. Los microplásticos (MP, <5 mm) han despertado un gran interés, ya que se originan principalmente por la fragmentación de macroplásticos (Andrady, 2011). Estas partículas pueden ser asimiladas involuntariamente por los organismos por medio de la respiración, indirectamente a través de las redes tróficas y directamente por ingestión (Farrell y Nelson, 2013). Es de gran preocupación la transferencia de estas partículas a través de las redes tróficas, ya que la pesca y acuicultura proporcionan mundialmente, un gran suministro de alimentos. Asimismo, las especies que se consumen enteras, como langostinos y ostras, constituyen una potencial vía de transferencia desde el entorno a los seres humanos (Santillo *et al*., 2017). De esta manera, el presente estudio se centra en la ostra japonesa *Crassostrea gigas* y el langostino argentino *Pleoticus*

muelleri, dos especies de mariscos del Estuario de Bahía Blanca (EBB) muy consumidas en Argentina, particularmente por comunidades locales, y que son exportadas a muchos países para el consumo humano.

2. Materiales y Métodos

El EBB se encuentra ubicado al sur de la Provincia de Buenos Aires (38° 45' – 39° 25' S y 61° 45' – 62° 30' O) con una extensión de 2.300 km^2 y representa uno de los ecosistemas costeros más importantes de la región (Figura 1). En su extensión existe un gradiente de impacto antrópico dado por actividades portuarias y la presencia de numerosas industrias químicas y petroquímicas así como de asentamientos urbanos (Fernández Severini *et al*., 2019), por lo que resulta un área muy importante para el estudio de contaminantes.

Se capturaron 80 individuos en el EBB. Las ostras se recolectaron en la zona interna, Parque Marítimo Almirante Brown (AB) (38º 73' 57.1'' S - 62º 31' 44.1'' O), ya que es un sitio de fácil acceso y extracción por la comunidad. Los langostinos se capturaron en tres canales de la zona media y externa: Canal Vieja (CV) (S 38° 50' 01.1'' - O 62° 12' 34.7''), El Embudo (EE) (S 38° 55' 59.9'' - O 62° 9' 0'') e Isla Verde (IV) (39° 15' 23.5'' S - 62° 11' 40.3'' O), ya que corresponden a canales frecuentados por pescadores artesanales. CV es el sitio de descargas de aguas residuales no tratadas de la ciudad de Bahía Blanca, mientras que EE e IV forma parte de la "Reserva Natural Provincial de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde", donde la especie se presenta en mayor abundancia (Figura 1).

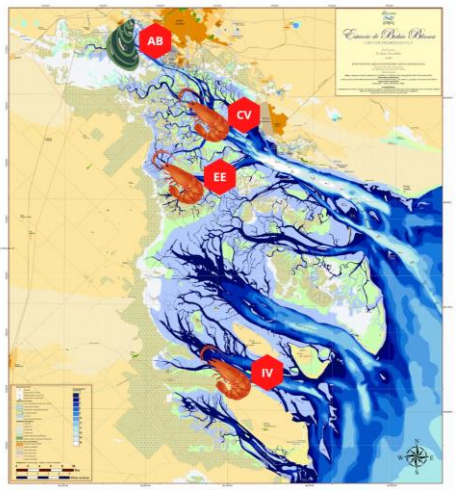


Figura 1. Mapa del área de estudio con la ubicación de los sitios de muestreo del EBB: Almirante Brown (AB), Canal Vieja (CV), El Embudo (EE) e Isla Verde (IV) (Walter Melo, IADO).

Se trabajó con la porción de tejido de interés para el consumo humano: individuo total, sin las valvas, para el caso de las ostras, y el pleón o "colas", para los langostinos. Se registraron datos morfométricos por individuo. Cada muestra se digirió empleando KOH 10% a 60°C por 48 hs; luego se neutralizó con ácido cítrico 1M y se filtró (filtros de fibra de vidrio, 0.7 µm) (Thiele *et al*., 2019). Cada filtro se observó bajo microscopio estereoscópico para categorizar

las partículas de MP según tipo, color y tamaño. Para conocer la posible procedencia de las mismas, se analizaron por microscopía FTIR sólo aquellas de interés por su gran abundancia.

3. Resultados y Discusión

Se encontraron 397 partículas de MP, con una concentración media total de 2.2 ± 6.9 MP/g PH y un porcentaje de incidencia del 90%. La Tabla I presenta los datos morfométricos de ambas especies. Las ostras mostraron mayor tejido comestible (PH) con respecto a los langostinos, ya que a éstos se les descarta el cefalotórax con parte del tracto digestivo (TD). Es así que, el consumo de ostras puede llevar a una mayor transferencia de estas partículas al ser humano, dado que se consume el TD completo. En este sentido, los organismos que se comen enteros presentan un mayor riesgo de transferencia en comparación con aquellos a los que se les extirpó parte o todo el TD (Carbery *et al*., 2018).

Especie	Sitio	N	LV	AV	LT	PT	PH
C. gigas	**AB**	20	8.5 (5.7 - 10.3)	5.7 (3.1 - 7.6)	-	104 (40.5 - 186.7)	10.9 (3.8 - 16.8)
P. muelleri	**CV**	20	-	-	8.9 (10.3 - 7.2)	5.9 (9.4 - 2.9)	2.3 (4.3 - 1.1)
	EE	20	-	-	9.7 (16.2 - 5.5)	9.8 (35.4 - 2.1)	3.9 (14.6 - 0.6)
	IV	20	-	-	8.8 (11.2 - 6.0)	6.6 (13,1 - 1.3)	2.3 (5.2 - 0.5)

Tabla I. Datos morfométricos de LV (largo valva), AV (ancho valva) y LT (largo total) expresados en cm, PT (peso total) y PH (peso húmedo) en g, media (max. - min.)

C. gigas presentó una concentración de 0.37 ± 0.45 MP/g PH, mientras que *P. muelleri* 2.8 ± 2.8 MP/g PH. Un estudio reciente halló concentraciones en un rango de 0.69 a 3 MP/g en *C. gigas* (Martinelli *et al.,* 2020), mientras que Hossain *et al*. (2020) encontraron 3.40 MP/g en *Metapenaeus monocerus*. En la Figura 2A, se puede ver que AB (ostras) presentó la menor concentración con respecto a los tres sitios muestreados para los langostinos. Esta diferencia puede deberse al tipo de alimentación que condiciona la exposición del organismo a dichas partículas (Kangas, 2022). A su vez, no se hallaron diferencias significativas en el contenido de partículas de MP en los langostinos de CV, EE e IV ($p= 0.302$, $F= 1.224$), esto puede deberse a la circulación interna del agua, la mezcla y el alto tiempo de residencia de las partículas, resultando en una distribución homogénea de las mismas en el medio (Forero-López *et al*., 2021), y a las altas tasas de alimentación, ya que el estuario funciona como sitio de engorde (Ruiz y Mendia, 2008). La Figura 2B muestra los colores hallados en las partículas de MP, siendo el transparente el más predominante en todo el EBB. Estos colores son los habitualmente observados por trabajos similares en el mundo (Martinelli *et al.,* 2020; Hossain *et al*., 2020). Las fibras fueron el tipo de partícula por excelencia (Figura 2C). Estudios realizados en el EBB reportaron la misma situación en el cangrejo cavador *Neohelice granulata* (Villagrán *et al.*, 2020), en la ostra japonesa *C. gigas* (Fernández-Severini *et al*.,

2019) y en *P. muelleri* (Fernández-Severini *et al*., 2020). Respecto del tamaño medio de estas partículas fueron de 1.5 mm (max= 8.4, min= 0.2) en *C. gigas* y 1.3 mm (max= 7.4, min= 0.01) en *P. muelleri* (Figura 2D), lo cual puede deberse al tamaño de las piezas bucales de las especies (Botterell *et al*., 2019).

El análisis FTIR mostró que las fibras transparentes analizadas corresponden a tejidos textiles a base de celulosa y materiales mixtos (Figura 3), esperable en lugares afectados por descargas domésticas como el EBB, que mostró un valor medio de 6162 MP/m^3 en la columna de agua (Forero-López *et al*., 2021).

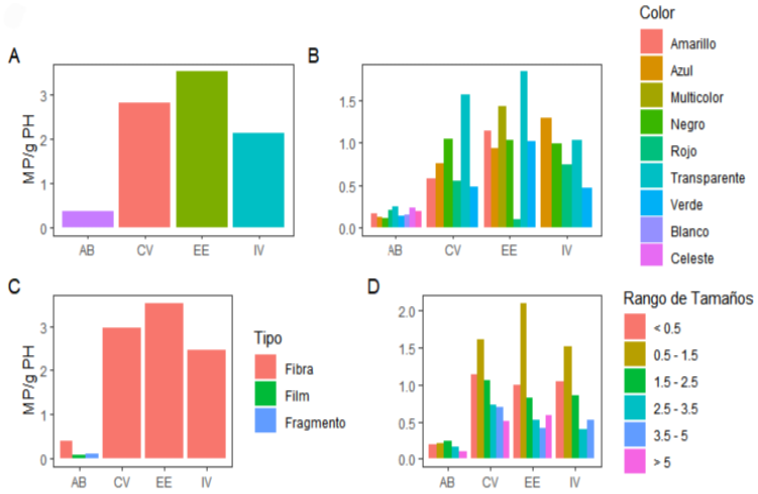


Figura 2. Concentración de partículas de MP (MP/g PH) en *C. gigas* (AB) y *P. muelleri* (CV, EE, IV) en el EBB: (A) Concentración, (B) Color, (C) Tipo, (D) Rango de tamaños (mm)

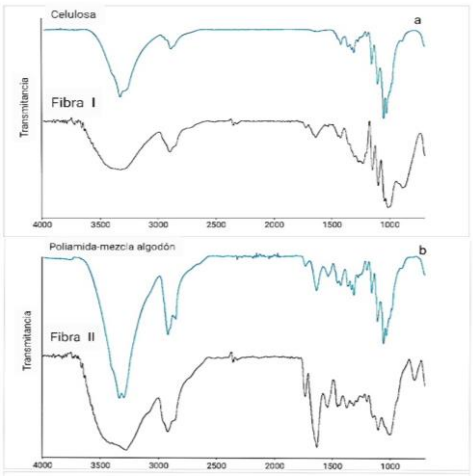


Figura 3. Espectros FTIR de fibras en organismos del EBB: (A) Textil a base de celulosa, (B) Poliamida - mezcla de algodón.

4. Conclusiones

Se detectó un número significativo de partículas de MP, principalmente fibras semisintéticas, en *C. gigas* y *P. muelleri* del EBB, posiblemente relacionadas con las descargas de aguas residuales sin tratar de efluentes domésticos de las ciudades lindantes al estuario. Dado que son mariscos muy consumidos por los humanos, se requieren más estudios sobre los niveles

y efectos de estas partículas para continuar realizando evaluaciones de riesgo integrales sobre el efecto en la seguridad alimentaria en humanos. Considerando el continuo desarrollo urbano e industrial que implica el EBB, es fundamental continuar con estos estudios en diferentes componentes abióticos y bióticos para controlar y prevenir futuras modificaciones ambientales con efectos ecológicos.

Agradecimientos: Se le agradece al comité organizador del congreso y a la UNS que permitieron la presentación del trabajo y al personal del IADO/CONICET-UNS por permitir la realización del mismo. Financiamiento: PICT 2019-2241-2019 y PIP 11220200101698CO.

Referencias bibliográficas

Andrady AL. 2011. Microplastics in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin* 62:1596-1605.

Botterell ZLR, Beaumont N, Dorrington T, et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* 245:98-110.

Carbery M, O'Connor W, Thavamani P. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115:400-409.

Farrell P y Nelson K. 2013. Trophic level transfer of MP: *M. edulis* (L.) to *C. maenas* (L.). *Environmental Pollution* 177:1-3.

Fernández-Severini MD, Villagran DM, Buzzi NS, Chatelain-Sartor G. 2019. First evidence of microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): an emerging issue of international concern. *Regional Studies in Marine Science* 32:100829.

Fernández-Severini MD, Buzzi NS, Forero-López AD, et al. 2020. Chemical composition and abundance of microplastics in the muscle of commercial shrimp *Pleoticus muelleri* at an impacted coastal environment (Southwestern Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 161:111700.

Forero-López AD, Rimondino GN, Truchet DM, et al. 2021. Occurrence, distribution, and characterization of suspended microplastics in a highly impacted estuarine wetland in Argentina. *Science of The Total Environment* 785:147141.

Hossain MS, Rahman MS, Uddin MN, et al. 2020. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. *Chemosphere* 238:124688-124697.

Kangas A. 2022. Trophic transfer of microplastics in littoral food chains. Master's thesis. *Faculty of Biological and Environmental Sciences*. 46 pp.

Martinelli JC, Phan S, Luscombe CK, Padilla-Gamiño JL. 2020. Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Science of The Total Environment* 715:136826.

Ruiz AE y Mendia LF. 2008. Observaciones morfométricas y reproductivas en el langostino *Pleoticus muelleri* Bate, 1888 procedente de embarcaciones comerciales del puerto Rawson, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43:675-680.

Santillo D, Miller K, et al. 2017. MP as contaminants in commercially important seafood species. *Integrated Environmental Assessment Management* 13:516-521.

Thiele CJ, Hudson MD, Russell AE. 2019. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. *Marine Pollution Bulletin* 142:384-393.

Villagrán DM, Truchet DM, Buzzi NS, et al. 2020. A baseline study of microplastics in the burrowing crab (*Neohelice granulata*) from a temperate southwestern Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin* 150:110686.

Contaminación de microplásticos en un estuario altamente urbanizado utilizando la ostra invasora *Crassostrea gigas* como posible biomonitora

Maialen G. ARDUSSO[a*], Martín SOTELO[b], Carolina COLOMBO[a], Natalia BUZZI[a,c] y Melisa FERNANDEZ SEVERINI[a]

[a] Área de Oceanografía Química, Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, Bahía Blanca
[b] Reserva Natural Bahía Blanca Bahía Falsa Bahía Verde Ministerio de Ambiente Pcia. de Bs. As.
[c] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca.
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: maia.ardusso@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El monitoreo de microplásticos (MPs) en ambientes costeros altamente antropizados como los estuarios, resulta fundamental. Así, la utilización de bivalvos como especies biomonitoras de MPs es prometedor. Se evaluó el estado de contaminación por MPs en tres sitios del estuario de Bahía Blanca (EBB) utilizando un bivalvo naturalizado (*Crassostrea gigas*). Se encontró una tendencia en las concentraciones de MPs, disminuyendo su concentración desde las zonas más urbanizadas e industrializadas, hacia zonas más alejadas, tanto para las muestras de agua como para los organismos. La concentración total en agua fue de 27 ± 8 ítems L^{-1} y en el total de los tejidos fue 2.9 ± 1 ítems g^{-1}. No se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de MPs en branquias y tracto digestivo, mostrando que ambos tejidos pueden funcionar como objetivos para la acumulación de MPs. Las partículas predominantes fueron fibras, con tamaños desde los 0.5 a los 5 mm, tanto en agua como en organismos. A su vez, los colores de las partículas fueron en su mayoría transparentes, negras y azules. Las concentraciones de MPs en las ostras coincide con la tendencia de las concentraciones en el agua, mostrando una mayor abundancia en zonas más cercanas a industrias y a los asentamientos urbanos, por lo que la utilización de este bivalvo como biomonitor en el estuario puede resultar prometedor.

Palabras claves: microplásticos; biomonitor; estuario; bivalvos

1. Introducción

Los microplásticos (MPs), partículas plásticas < 5 mm, han aparecido en la escena como un problema más de contaminación derivado de los residuos plásticos, siendo quizás uno de los mejores ejemplos de impactos ambientales asociados a la globalización. Estas partículas llegan a los ambientes costeros principalmente a través de efluentes urbanos e industriales, siendo los estuarios excelentes sumideros (Sruthy y Ramasamy, 2016). En estos ambientes, los organismos no quedan exentos al impacto de MPs. Cuantiosos

estudios han demostrado su presencia p. ej. en bivalvos (Cavalca Bom y Sá, 2021). Gracias a sus características de organismos sésiles y filtradores no selectivos, son más susceptibles a estos contaminantes y son frecuentemente usados como biomonitores. La ostra *Crassostrea gigas* u ostra de Pacífico, es un bivalvo ampliamente distribuido a nivel global ya que es una especie importante en el cultivo de mariscos, considerándose un modelo potencial para los moluscos marinos y para estudios sobre contaminantes como MPs. Aún así, el gran porcentaje de estudios se concentra en países de Asía, Europa y América del Norte (Granek *et al*., 2020). En Argentina, principalmente en el EBB, se reporta solo un trabajo sobre los primeros registros de MPs en esta especie (Fernández Severini *et al*., 2018). Esta ostra invasora ha logrado naturalizarse y expandirse en casi la totalidad del estuario, por lo que su aprovechamiento como biomonitora de MPs es promovedor. Teniendo en cuenta que nuestro conocimiento sobre la dinámica de acumulación de MPs en esta especie es limitada, se propone en el siguiente trabajo exponer las primeras evaluaciones sobre acumulación de MPs en diferentes tejidos (branquias y tracto digestivo) de la ostra invasora *Crassostrea gigas*. Categorizar los mismos y examinar posibles correlaciones con el contenido de MPs en el agua. De esta manera, proyectar el estado de contaminación del EBB por este tipo de contaminantes y propiciar el uso de esta especie como biomonitora.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El EBB (38°44′–39°27′S; 61°45′–62°30′O) constituye un lugar de estudio adecuado, no solo por la escasez de trabajos en la temática, sino también porque posee vías de acceso de materiales y sustancias antrópicas a través de efluentes de núcleos urbanos que rodean el estuario y de los complejos industriales asentados en la región. Todas estas vías pueden convertirse en fuentes potenciales de MPs. Dentro del estuario se seleccionaron tres sitios con distintos grados de impacto antrópico: Ingeniero White (IW), Punta Ancla (PA) y la isla Zuraita (Z). Tanto IW como PA se encuentran sobre el Canal Principal de navegación. IW es un núcleo industrial y un puerto comercial con un tráfico marítimo importante. PA se encuentra en la parte externa del estuario funcionando más como balneario. La isla Z, se ubicada al oeste de la ría de Bahía Blanca, del otro lado de la costa más urbanizada. Forma parte de la Reserva Provincial de Uso Múltiple Bahía Blanca, Verde y Falsa.

2.2. Metodología

En cada sitio se recolectaron de la zona intermareal y durante la marea baja, 5 individuos de *Crassostrea gigas*. Las muestras de agua por duplicado (1 L c/u) fueron tomadas en los

mismos lugares, pero durante la marea alta. Esto se llevó a cabo en abrildel 2021. Cada individuo fue pesado y medido según su largo (distancia máxima entre extremo anterior y posterior de la valva), espesor (medida máxima tomada perpendicular al plano de unión de ambas valvas). Luego fueron diseccionados separando sus branquias (BR) y su tracto digestivo (TD) y pesados. Los tejidos fueron digeridos y filtrados según la metodología de Colombo *et al*., 2022. El agua se filtró al vacío a través de filtros de nitrocelulosa (0.45 µm tamaño de poro). Las muestras se guardaron en cajas de Petri y fueron contabilizadas en una lupa estereoscópica. Finalmente, los MPs hallados se cuantificaron y clasificaron (según tipo, tamaño y color) y se realizaron pruebas estadísticas ($\alpha = 0.25$) para establecer diferencias entre las concentraciones según los diferentes tejidos y los diferentes sitios.

3. Resultados y discusión

Nuestros resultados muestran que las concentraciones de MPs en los tejidos de las ostras son mayores en las costas más urbanizadas, con promedios de 3.95 ± 2.2 items g^{-1} de peso húmedo (p.h.) para IW y 3.75 ± 1.7 items g^{-1} p.h. para PA. En la isla Z la concentración es significativamente menor ($p<\alpha$) con 1.2 ± 0.66 ítems g^{-1} p.h. (Figura 1). Estas diferencias coinciden con las concentraciones halladas en muestras de agua, donde la concentración para IW y PA fue 35 ± 24 ítems L^{-1} y 28 ± 14 ítems L^{-1} respectivamente, mientras en la isla Z la concentración fue de 19 ± 6 ítems L^{-1} (Figura 2). La concentración de MPs en los bivalvos cambió siguiendo la variación de las concentraciones en el agua, mostrando además una correlación, si bien fuertemente positiva ($r = 0.95$), no significativa ($p> 0.25$). Aun así, se puede inferir que la contaminación en bivalvos refleja lo que sucede en el agua. En relación a la cantidad de partículas en los diferentes tejidos, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.25$). De esta manera se podría decir que tanto las BR como el TD pueden ser tejidos blancos para la acumulación constante de estas partículas.

Con respecto a la caracterización de MPs, las fibras fueron predominantes tanto en muestras de agua como en tejidos (Br y TD). Esto denota que los organismos filtran efectivamente los MPs que se encuentran en el medio. Las fibras son las más abundantes, especialmente en ambientes estuariles. Su origen está en la degradación mecánica de prendas textiles y productos de higiene que a través de las aguas residuales llegan al medio acuático (Forero López *et al*., 2021), además de las actividades pesqueras y el tráfico marítimo a lo largo del Canal Principal de navegación. En relación a los tamaños, las partículas entre 0.5 y 5 mm, son las predominantes en los tejidos y en el agua (Figura 3). Las partículas más pequeñas (< 0.5 mm) pueden ser más fáciles de expulsar por parte de

los bivalvos, especialmente en el proceso de filtración y depuración, ya que las branquias también cumplen un papel selectivo de partículas durante dicho proceso. Las de un tamaño mayor son más difíciles de expulsar debido a que quedan adheridas en las setas de las branquias, especialmente si son fibras, siendo luego ingeridas, al ser menos detectables por los palpos labiales de las ostras a diferencias de partículas granulares o esféricas. Tanto en agua como en organismos, los colores predominantes fueron azul, negro y transparente, demostrando un posible mismo origen.

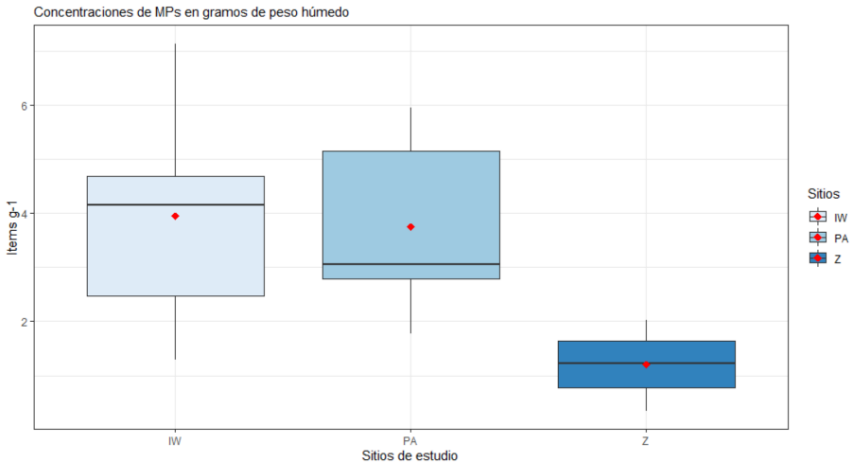


Figura 1. Concentraciones de MPs por gramo de tejido en peso húmedo para tejido total, según los diferentes sitios de estudio

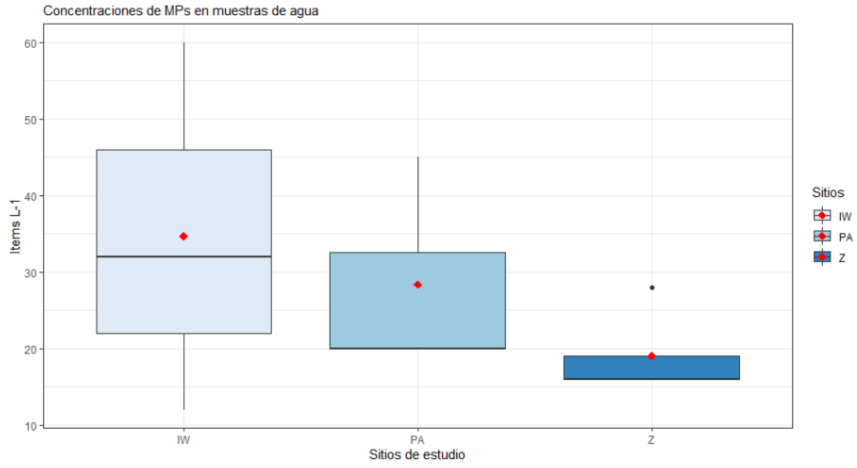


Figura 2. Concentraciones de MPs por litro de agua, según los diferentes sitios de estudio.

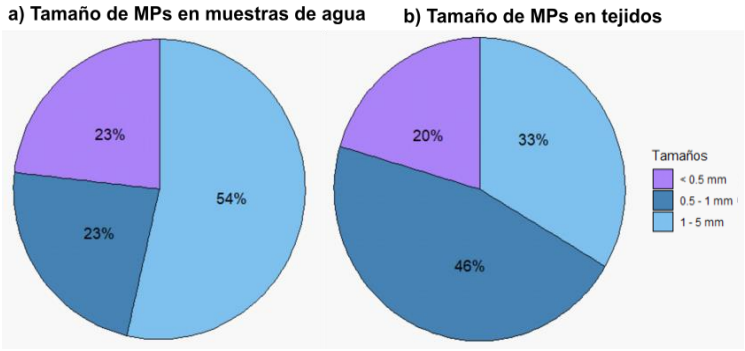


Figura 3. Tamaños de MPs en tejidos y muestras de agua, según los diferentes sitios de estudio.

4. Conclusiones

El EBB se encuentra afectado por la contaminación por MPs. *Crassostrea gigas* puede reflejar la contaminación del medio en el cual vive, apoyando otros estudios que avalan su utilización como especie biomonitora. En cuanto a la dinámica de estos contaminantes en el bivalvo, tanto las Br como el TD pueden actuar como tejidos objetivos para la acumulación de las partículas. Debido a la ubicuidad de estos contaminantes en el ambiente, se recomienda el monitoreo sostenido de la presencia de MPs en agua, organismos y sedimentos en la totalidad del estuario.

Referencias bibliográficas

Cavalca Bom F, Sá F. 2021. Concentration of microplastics in bivalves of the environment: a systematic review. Environ Monit Assess. 193: 846.

Colombo C, V, Fernández Severini M D, Forero López A D, Ardusso M G, Rimondino G N, Malanca F E, Buzzi N S. 2022. Microplastics in commercial seafood: The shrimp Pleoticus muelleri as a case study in an estuarine environment highly affected by human pressure (Southwestern Atlantic). Environmental Research (under review).

Fernández Severini M, Villagran D, M, Buzzi N, S, Chatelain Sartor, G. 2018. Microplastics in oysters (Crassostrea gigas) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. Regional Studies in Marine Science. 32: 100829.

Forero López A, D, Truchet D M, Rimondino G N, Maisano L, Spetter C V, Buzzi N, S, Nazzarro M S, Malanca F E, Furlong O, Fernández Severini M D. 2021. Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: Composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions. Science of the Total Environment. 754.

Granek E, F, Brander S, M, Holland E, B. 2020. Microplastics in aquatic organisms: Improving understanding and identifying research directions for the next decade. Limnology and Oceanography Letters. 5: 1-5.

Sruthy S, Ramasamy E. V. 2016. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. Environmental Pollution. 222: 315-322.

Estudio histológico en branquias de *Cnesterodon decemmaculatus* de la cuenca alta y media del río Luján

Luis I Trípoli[a*], Liria B Campos[b], Melina Mauad[a], Amparo Arteaga[a], Natalia A Ossana[b]

[a] Comité de cuenca del Río Luján (COMILU) – Calle 5 N° 366, La Plata, Buenos Aires, Argentina
[b] Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, UNLu-CONICET)– Cruce ruta 5 y Av. Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina
*Correspondencia a los autores, E-mail: lignacio.tripoli@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

El río Luján recibe contaminantes de diversas fuentes antropogénicas que pueden provocar cambios patológicos en la biota que lo habita. En ese sentido, siendo que las branquias son consideradas como uno de los órganos primarios donde detectar efectos de contaminación ambiental, el principal objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios histológicos en branquias de la madrecita de agua *Cnesterodon decemmaculatus*. La evaluación se realizó en peces de dos poblaciones naturales de la cuenca alta (MJ García) y media (Ruta 6) del río Luján y abarcó el estudio de parámetros morfométricos e histoquímicos en dicho órgano y se calcularon algunos índices. También, se evaluó la calidad del agua mediante la medición de algunos parámetros físicoquímicos. Los resultados obtenidos indican que hay diferencias estadísticamente significativas en el grosor de la lamela primaria y secundaria, siendo mayor para la población de Ruta 6. Se observa un deterioro en la estructura y función de las branquias que fue más notorio en la población aguas abajo.

Palabras clave: madrecita de agua; branquias; biomarcadores histológicos

1. Introducción

Los biomarcadores se definen ampliamente como indicadores de eventos en sistemas biológicos y se refiere a cambios bioquímicos, histológicos, fisiológicos y comportamentales, entre otros, que se pueden detectar como consecuencia del contacto del organismo con el contaminante. El análisis histológico es un método específico para detectar los efectos de los contaminantes sobre la estructura de los órganos y tejidos que los conforman. En efecto, la ventaja que presenta la histopatología como biomarcador es lograr observar en detalle y semi-cuantificar los efectos producidos en distintos niveles de organización biológica (Bernet y col., 1999). Resulta de interés ecotoxicológico evaluar la respuesta obtenida en poblaciones naturales que están sometidas durante todo su ciclo de vida a la exposición crónica de diversos compuestos. El río Luján es, actualmente, el sistema hídrico más importante del área Metropolitana de Buenos Aires. Esta cuenca ha sido y es utilizada para explotación agrícola-ganadera; los principales aportes puntuales son descargas líquidas urbanas e industriales que comienzan en la cuenca alta y se incrementan, dado el crecimiento de las ciudades y

también de la actividad industrial (Castañé *et al*., 2015; Ossana, 2011). El objetivo de este trabajo fue evaluar mediante técnicas histológicas el estado de las branquias de individuos adultos de *Cnesterodon decemmaculatus* capturados en dos sitios de la cuenca media y alta del río Luján.

2. Materiales y Métodos

En octubre del 2021 se realizó un muestreo donde se colectaron individuos adultos de *C. decemmaculatus* con copo en dos sitios del río Luján, a los que se denominó: M.J. García (MJG) (30°42´7.51¨S, 59°32´56.29´O) considerado como "sitio control" por ser zona de bajo impacto antrópico y Ruta 6 (R6) luego que el río ya paso por el ejido urbano (34°31´15.22´S, 59°2´15.71´O). Se determinaron *in situ* alguno parámetros fisicoquímicos en ambos sitios mediante el uso de sensores multiparamétricos (pH, conductividad, oxígeno disuelto-OD, temperatura) así como también se tomaron muestras de agua para su posterior análisis en laboratorio. Al llegar al mismo se determinaron el resto de los parámetros (demanda biológica de oxígeno-DBO, demanda química de oxígeno-DQO, alcalinidad, dureza, amonio, fósforo total, sulfatos, nitratos, nitritos y cloruros). Las branquias fueron fijadas en solución de Bouin (48 h), incluidas en parafina y se realizaron cortes seriados de 5 µm en micrótomo y se colorearon mediante Tricómico de Masson Modificado y Azul Alcian para la determinación histoquímica de células mucosas. Se utilizaron 4 individuos del sitio MJG y 3 individuos de R6. De cada individuo se analizaron 4 a 6 cortes y para cada parámetro se promediaron de 3 a 6 valores. Los parámetros que se cuantificaron en las branquias fueron: grosor de la lamela primaria (GLP), grosor de la lamela secundaria (GLS), largo de lamela secundaria (LLS) y espacio interlamelar (EL). También se calcularon tres índices PAGE (del inglés Proportion Available for Gas Exchange) según Rautenberg *et al.* (2015). EL PAGE% el cual representa la proporción de lamela secundaria disponible para intercambio gaseoso en función del largo de la lamela (1). El índice $PAGE_W$ y el $PAGE_T$ que representan la funcionalidad del ancho de la lamela (2) y el (3) es el Total ya que integra los primeros dos índices.

$$PAGE\ \% = 100 \times [\text{media LLS}/ (\text{media GLP} + \text{media LLS})] \quad (1)$$

$$PAGE_W\ \% = 100 \times [\text{media EL}/ (\text{media EL} + \text{media GLS})] \quad (2)$$

$$PAGE_T\ \% = (PAGE \times PAGE_W) / 100 \quad (3)$$

Las determinaciones de estos parámetros y la cantidad de células mucosas se analizaron con imágenes con el *software* ImageJ 1.53k a 100x y a 40x respectivamente en un microscopio óptico.

El análisis estadístico utilizado fue un test de *t* de dos colas para muestras no pareadas, previo análisis de homogeneidad de varianzas (*test* Levene) y normalidad (*test* Kolmogorov y Smirnov). Cuando no se cumplieron los supuestos se utilizó un método no paramétrico Mann-Whitney.

3. Resultados y Discusión

Se observa de la Figura 1 (A-D) un deterioro en las branquias de los individuos colectados durante el muestreo en octubre del 2021. Tanto en la población de MJG como R6, se observa un engrosamiento de la lamela primaria (GPL) y secundaria (GLS) pero en ambos casos se observó una hiperplasia de las células epiteliales, aunque esto fue más evidente y pronunciado en las branquias de los individuos de R6. En estos individuos se observó también adematización de las lamelas y congestión de glóbulos rojos.

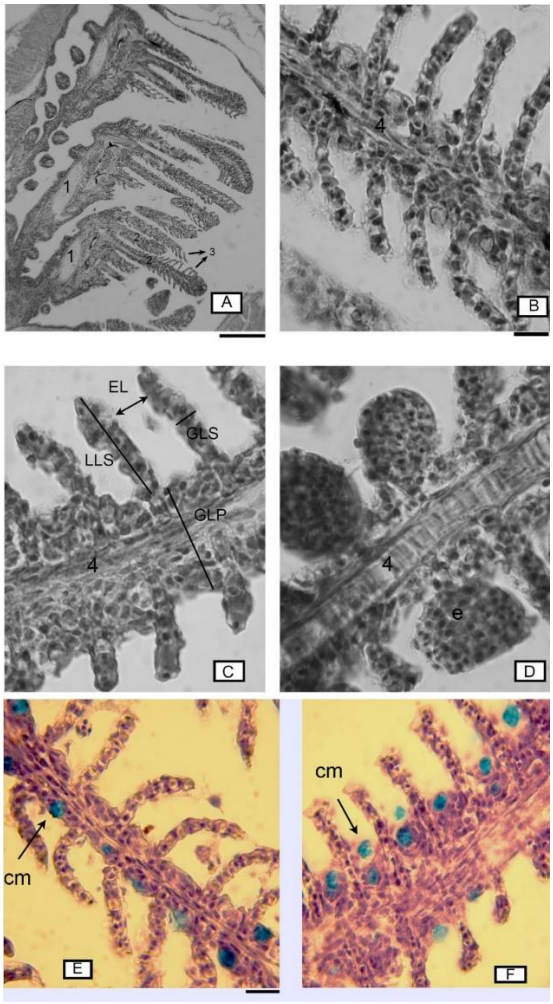


Figura 1. Fotografías de branquias *C. decemmaculatus* de MJG y R6. A) foto general a 40x; B) y C) foto a 100x individuo MJG; D) foto a 100x individuo de R6. 1: arco branquial; 2: lamela primaria; 3: lamela secundaria; 4: soporte cartilaginoso; e: edematización GLP: grosor lamela primaria; GLS: grosor lamela secundaria; LLS: largo lamela secundaria; EL: espacio interlamelar. E) y F) Inmunohistoquímica a 100x de individuos MJG y R6 respectivamente.cm: células mucosas coloreadas en azul.

La tabla I muestras los parámetros morfométricos de las branquias analizadas, así como también los tres índices PAGE calculados y en la Tabla II los valores de los parámetros fisicoquímicos de cada sitio del río. Se observó una elevada concentración de cloruros, amonio y conductividad para ambos sitios del río y elevados niveles de nitritos en R6.

Parámetro	MJG	R6
GLP	24.29 ± 1.66	31.17 ± 2.14*
GLS	5.19 ± 0.13	7.98 ± 0.59***
LLS	23.83 ± 1.19	23.70 ± 0.75
EL	6.28 ± 0.62	7.67 ± 0.52
PAGE %	50.05 ± 2.08	44.71 ± 1.60
$PAGE_W$ %	50.84 ± 3.37	48.91 ± 2.71
$PAGE_T$ %	25.84 ± 2.11	22.02 ± 1.67
Células mucosas	25.11 ± 5.10	40.06 ± 2.60***

Tabla I. Valores medios ± ESM (N=25; obtenidos de la observación de 4 a 6 cortes por individuo) en µm de las determinaciones analizadas en branquias de la población MJG (MJ García) y R6 (Ruta 6). GLP: grosor lamela primaria; GLS: grosor lamela secundaria; LLS: largo lamela secundaria; EL: espacio interlamelar. *Test* de *t* de dos colas *p<0.05; ***p<0.001

	MJG	R6	Niveles guía
Temperatura (°C)	13.9	17.7	≤ 40
pH	8.50	7.69	6.5 – 10
Conductividad (µS/ cm)	3030	2180	
Dureza (mg $CaCO_3$/ L)	277	193	
Oxígeno disuelto (mg O_2/L)	6.1	6.2	≥ 5.0
Nitrógeno amoniacal (mg N-NH_4^+/ L)	1.82	1.09	0.05 – 0.47
Fósforo total (mg P/ L)	0.98	0.92	≤ 1
Sulfatos (mg/ L)	337	196	
Nitratos (mg/ L)	8	15	
Nitritos (mg/ L)	0.06	2.2	0.06
Alcalinidad (mg $CaCO_3$/ L)	674	569	
Cloruros (mg Cl^-/ L)	301	200	
DBO	2	9	≤ 50
DQO	17	13	≤ 250

Tabla II. Variables fisicoquímicas pertenecientes a las muestras de agua de cada sitio de muestreo. Niveles guía Ley 24.051 límites permitidos para parámetros fisicoquímicos de descargas a cuerpo de agua superficial

Se observan diferencias significativas en GLP y GLS entre los individuos estudiados de la población MJG y R6, no se encontraron diferencias significativas en los otros parámetros. Con los datos obtenidos de GLP y LLS fue posible calcular la proporción de lamela secundaria disponible para realizar el intercambio gaseoso, el índice PAGE%. Los porcentajes más bajo de este índice indican menores proporciones de lamela secundaria disponible para el intercambio gaseoso. En este caso si bien no hay diferencias significativas se observa que es menor para la población del sitio R6. El índice PAGEw relaciona el GLS con el EL y tampoco se encontraron diferencias significativas entre las poblaciones. Por último, el $PAGE_T$ que relaciona ambos índices y da idea del porcentaje de superficie total pero tampoco mostró diferencias significativas entre las poblaciones. En los tres índices se puede observar que R6 presenta valores más bajos que MJG.

El aumento de tamaño de las células mucosas o una mayor multiplicación celular de las mismas está relacionado con una respuesta fisiológica frente a la exposición a patógenos o sustancias tóxicas en el ambiente. En este sentido, el estudio histoquímico (Figura 1 E-F) en branquias demuestra que la población de R6 presenta mayor cantidad de células mucosas

en el tejido branquial con diferencias estadísticamente significativas respecto a MJG (Tabla I).

4. Conclusiones

Se necesita seguir profundizando estos estudios y aumentar el tamaño de muestres para llegar a mayores conclusiones. Sin embargo, en estos individuos analizados se observa un deterioro del tejido branquial, que es mayor en los individuos colectados en R6. Como se observa hay un aumento en el grosor de la lamela primaria y secundaria y un aumento de las células mucosas. Por otro lado, los índices PAGE calculados no mostraron diferencias entre sitios, sin embargo, todos los índices muestran menores valores para los individuos de R6 indicando que la proporción de lamela secundaria disponible para el intercambio gaseoso es levemente menor. Esta es la primera evaluación que se hace de las branquias en individuos colectados a campo y es necesario continuar evaluando el estado de estas poblaciones y del río.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado con fondos del PICT 2015-2636, PICT 2020 Serie A 00655 y el Depto. de Cs. Básicas (UNLu).

Referencias bibliográficas

Bernet D, Schmidt H, Meier W, Burkhardt-Holm P, Wahli T. 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. Journal of Fish Diseases, 22: 25-34.

Castañé PM, Sanchez-Caro A, Salibián A. 2015. Water quality of the Lujan river, a lowland watercourse near the metropolitan area of Bueno Aires (Argentina). Environmental Monitoring and Assessment 187:645

Ossana NA. 2011. Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista. Tesis Doctoral, FCEyN-UBA, p 206

Rautenberg GE, Amé MV, Monferrán MV, Bonansea RI, Hued AC. 2015. A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basinof Suquía River. Ecological Indicators 706-720

Evaluación del efecto del Diclofenac sobre una cepa tolerante de *Scenedesmus acutus* (Chlorophyta)

Paloma MESSUTTI[a*], Anahí MAGDALENO [b] y Ángela JUÁREZ [c]

[a]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental y CONICET-Universidad de Buenos Aires, IBBEA, Buenos Aires.
[b]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental, Buenos Aires, Argentina.
[**]Correspondencia a los autores, E-mail: pm-94@live.com.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los cuerpos de agua adyacentes a regiones urbanas densamente pobladas se encuentran sometidos al ingreso de una compleja mezcla de contaminantes, la cual incluye cierta proporción de productos farmacéuticos. Dentro de estos contaminantes, el Diclofenac es uno de los antiinflamatorios frecuentemente detectado. Por lo que conocer su efecto sobre organismos clave, como las microalgas fitoplanctónicas, puede contribuir al entendimiento de su impacto sobre la integridad y equilibrio del ecosistema acuático. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del Diclofenac sobre una microalga fitoplanctónica que habita en cuerpos de agua de áreas urbanas. Se trabajó con una cepa de *Scenedesmus acutus* (Chlorophyta) aislada del río Matanza (provincia de Buenos Aires). La microalga fue cultivada con concentraciones crecientes de Diclofenac (0 - 75 mg/L) a 24±1ºC bajo luz continua y agitación constante. A las 96 h se evaluó: crecimiento, concentración inhibitoria 50 (CI50), biovolumen, contenido de pigmentos, niveles de daño oxidativo a lípidos (TBARS) y niveles de antioxidantes no enzimáticos (fenoles y ácido ascórbico). La exposición a Diclofenac produjo una disminución significativa del crecimiento de los cultivos a partir de 60 mg/L, con una CI50 de 64.6 mg/L (54.2-85.1 mg/L). Las células expuestas a las mayores concentraciones de Diclofenac (45 a 75 mg/L) mostraron un aumento significativo en el volumen celular, así como un aumento significativo en los niveles de TBARS, fenoles y ácido ascórbico. Los resultados indican que el Diclofenac tiene efectos adversos sobre *S. acutus* y provoca alteraciones en la morfología de sus células. El aumento en los niveles de compuestos antioxidantes y de daño oxidativo a lípidos podría indicar la participación de estrés oxidativo en el mecanismo de acción del Diclofenac sobre esta microalga.

.

Palabras clave: toxicidad; diclofenac; microalgas; estrés oxidativo; *Scenedesmus acutus*.

.

1. Introducción

La contaminación de los ambientes acuáticos es un problema altamente relevante, debido a la importancia del agua como recurso para el hombre y para el sostenimiento de la vida en el planeta. Los cuerpos de agua de zonas altamente urbanizadas como la zona del AMBA (Buenos Aires) reciben una mezcla compleja de contaminantes, entre los cuales se encuentra una alta proporción de los denominados contaminantes de preocupación emergente. Dentro de estos contaminantes, un grupo que ha generado gran preocupación es el de compuestos farmacéuticos y, entre ellos, los antiinflamatarios no esteroideos como el Diclofenac. Debido a su uso muy extendido y a su parcial resistencia a ser removido durante el tratamiento de

las aguas residuales, este compuesto se detecta frecuentemente en ambientes acuáticos (Hena *et al*., 2021) y fue incluido en la lista de sustancias prioritarias, para ser controladas y reguladas, establecida por la Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo. En Argentina existe escasa información sobre la presencia de fármacos en los sistemas acuáticos. Sin embargo, se ha informado la presencia de Diclofenac (1.2 µg/L) en efluentes avícolas y aguas residuales de zonas urbanizadas de las provincias de Córdoba y Buenos Aires (Elorriaga *et al*. 2013).

Las microalgas fitoplanctónicas son organismos clave de los ecosistemas acuáticos y presentan una delicada interacción con la calidad de su medio ambiente. Las diversas especies y cepas presentan diferente sensibilidad y tolerancia a los tóxicos ambientales, por lo que el ingreso de ellos puede impactar determinando la desaparición de especies sensibles y/o la dominancia de especies tolerantes, alterando la estructura de la comunidad y el equilibrio del ecosistema.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto y los posibles mecanismos involucrados en la toxicidad del Diclofenac sobre una cepa de *Scenedesmus acutus* que habita en un cuerpo de agua que está sometido al ingreso de mezclas complejas de contaminantes, en las cuales puede existir alta proporción de fármacos (río Matanza, Buenos Aires). Se analizó el efecto de este antiinflamatorio sobre el crecimiento, el volumen celular, el contenido de pigmentos y algunos marcadores de estrés oxidativo.

2. Materiales y Métodos

Se trabajó con una cepa autóctona de *Scenedesmus acutus* aislada del río Matanza (Buenos Aires, Argentina). Se realizaron bioensayos en medio basal de Bold bajo condiciones controladas de iluminación y temperatura (24 ± 1º C, luz continua) y agitación constante. La cepa fue expuesta a 6 concentraciones de Diclofenac Sigma (0 a 75 mg/L) con 3 réplicas cada una. Luego de 96 h se evaluaron los siguientes parámetros: 1) crecimiento de los cultivos mediante recuento de células al microscopio óptico, 2) concentración inhibitoria 50 (CI50) utilizando el programa probit Probalg, 3) contenido de pigmentos mediante extracción con acetona y determinación espectrofotométrica de clorofila *a* y *b* y carotenos (Lichtenthaler 1987), 4) biovolumen y 5) parámetros de estrés oxidativo.

Para evaluar el volumen celular se midieron al menos 30 células al azar de cada cultivo, se registró su largo y su ancho y se aplicó la ecuación 1:

$$V = \frac{\pi}{6} . b^2 . a \qquad (1)$$

donde *b* es el ancho y *a* es el largo de la célula.

Para evaluar la participación de estrés oxidativo se analizaron: 1) niveles de peroxidación lipídica, determinando el contenido de especies reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS) de

acuerdo con la técnica de Vavilin *et al*. (1998) y 2) contenido de los siguientes antioxidantes no enzimáticos: ácido ascórbico, aplicando la técnica espectrofotométrica de Okamura (1980) y compuestos fenólicos, por el método de Folin-Ciocalteu (Li *et al*. 2007).

Los resultados obtenidos para los diferentes parámetros fueron analizados mediante ANOVA de un factor seguido de contrastes "a posteriori" de Dunnett. En todos los casos se corroboraron los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

3. Resultados y Discusión

Las microalgas de cuerpos de agua receptores de mezclas complejas que incluyan fármacos pueden ser afectadas de manera diferencial. Esto puede derivar en una dominancia de especies tolerantes y una desaparición de especies sensibles, llevando a un desequilibrio en el ecosistema. La evaluación de la sensibilidad/tolerancia de especies de esos cuerpos de agua puede aportar información relevante para el entendimiento del impacto de estos compuestos en el ambiente acuático. Los resultados de nuestro trabajo indican que la cepa de *S. acutus* aislada del río Matanza tolera altas concentraciones de Diclofenac, pero que este fármaco le provoca alteraciones a nivel bioquímico y celular. La exposición de esta microalga a concentraciones crecientes de Diclofenac no generó cambios significativos en el contenido celular de pigmentos. Sin embargo, produjo una disminución significativa del crecimiento de los cultivos a partir de 60 mg/L (Fig. 1a), con una CI50 de 64.6 mg/L (54.2-85.1 mg/L). Además, las células expuestas a las distintas concentraciones de Diclofenac mostraron un aumento significativo del volumen celular (Fig. 1b).

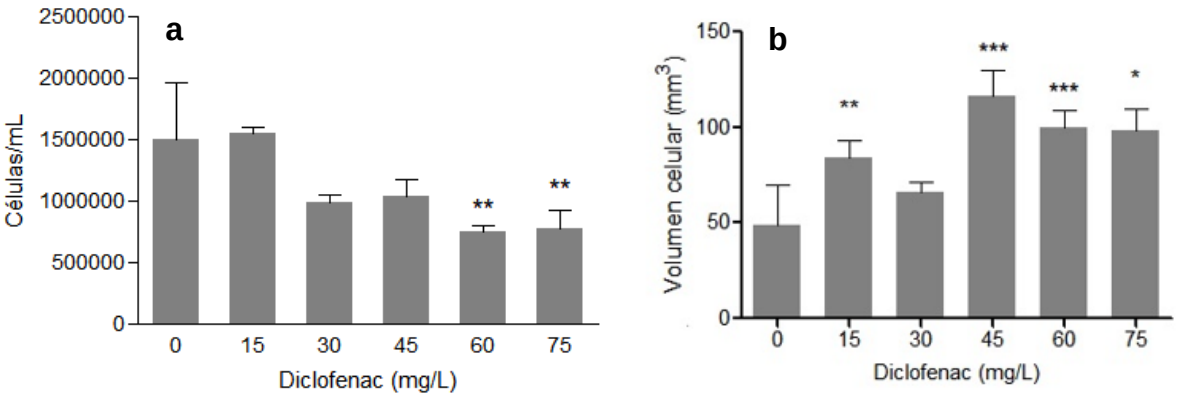


Figura 1. a) Densidad celular (células/mL) de los cultivos expuestos a los distintos tratamientos. b) Volumen celular (μm^3) en los distintos tratamientos. Valores expresados como media ± DS. *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001.

Las concentraciones más altas de Diclofenac provocaron un aumento significativo en los niveles de daño oxidativo a lípidos (TBARS, Figura 2) y en los niveles de los compuestos antioxidantes evaluados (ácido ascórbico y fenoles, Figura 3 a y b), lo cual indica que el estrés oxidativo estaría participando en el mecanismo de acción de este antiinflamatorio.

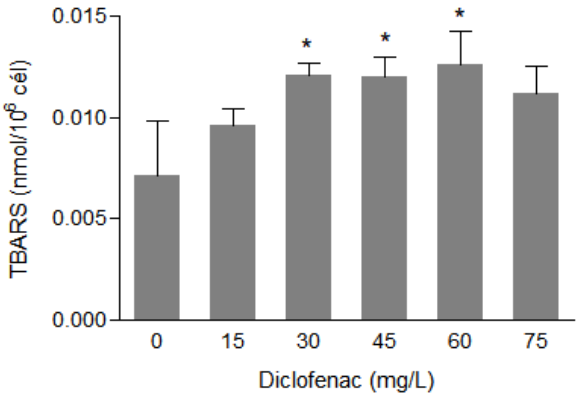


Figura 2. Niveles de TBARS (nmol/10^6 células) de las células de los distintos tratamientos. Valores expresados como media ± DS. *p<0.05.

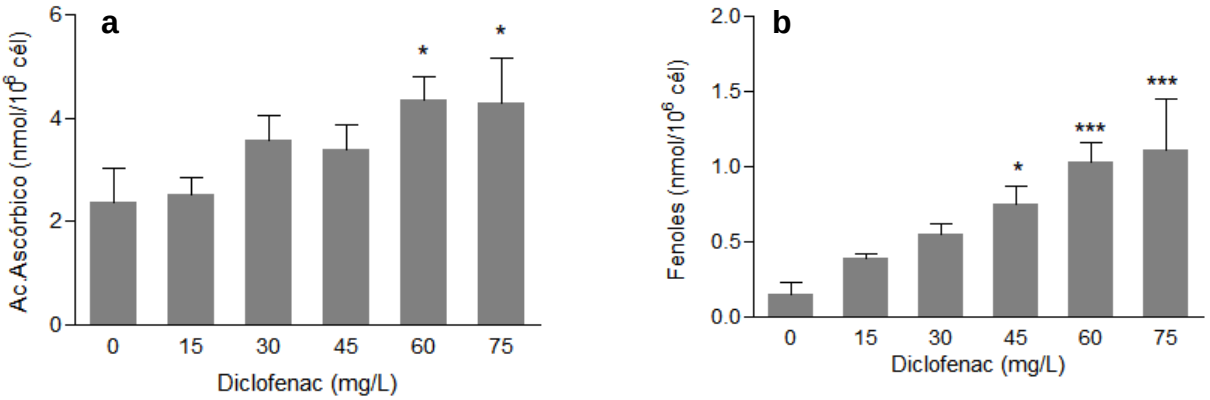


Figura 3. Contenido de defensas antioxidantes no enzimáticas: a) ácido ascórbico (nmol/10^6 células); b) compuestos fenólicos (nmol/10^6 células) de los distintos tratamientos. Valores expresados como media ± DS. *p<0.05; ***p<0.001.

El aumento observado en el volumen celular podría relacionarse con los niveles mayores de peroxidación lipídica detectados, dado que ello puede llevar a una mayor fluidez de la membrana (Iummato *et al*., 2019). Por otra parte, también podría relacionarse con posibles alteraciones del ciclo celular, como ha sido informado para otras microalgas (Harshkova *et al*., 2021).

4. Conclusiones

Nuestros resultados demuestran que el Diclofenac provoca alteraciones morfológicas y bioquímicas en la cepa de *S. acutus* que habita en el río Matanza. Además, indican que el estrés oxidativo participaría en su mecanismo de acción. Si bien esta cepa tolera concentraciones muy superiores a las informadas hasta el momento en cuerpos de agua de Argentina, el efecto observado pone de manifiesto el riesgo al que pueden estar expuestos los ecosistemas acuáticos de la región. La alta tolerancia manifestada por esta cepa puede alertar sobre la posibilidad de que prevalezca y desarrolle desplazando microalgas más

sensibles y llevar así a un cambio en la estructura de la comunidad fitoplanctónica y a un desequilibrio en el ecosistema. Por otra parte, el conocimiento de la respuesta de esta cepa tolerante aporta información importante para la búsqueda de microalgas que puedan ser aplicadas en procesos de remediación de fármacos, área que ha tomado impulso en los últimos años (Hena *et al*., 2021).

Agradecimientos: Financiamiento UBACyT 20020170100359BA y PUE-CONICET 229 201801 00006 CO.

Referencias bibliográficas

Elorriaga Y, Marino DJ, Carriquiriborde P, Ronco A. 2013. Screening of pharmaceuticals in surface water bodies of the Pampas region of Argentina. *International Journal of Environment and Health.* 6:330-339.

Hena S, Gutierrez L, Croué J-P. 2021. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from wastewater using microalgae: A review. *Journal of Hazardous Materials*. 403:124041

Iummato M M, Fassiano A, Graziano M, Cochón A C, Dos Santos Afonso M, Ríos de Molina M C, Juárez A B. 2019. Effect of glyphosate on the growth, morphology, ultrastructure and metabolism of *Scenedesmus vacuolatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 172:471-479.

Li H, Cheng K W, Wong C C, Fan K W, Chen F, Jiang Y. 2007. Evaluation of antioxidant capacity and total phenolic content of different fractions of selected microalgae. *Food Chemistry.* 102:771-776.

Lichtenthaler H K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology.* 148:349-382.

Okamura M. 1980. An improved method for determination of L-ascorbic acid and L-dehydroascorbic acid in blood plasma. *Clinica Chimica Acta.* 103:259-268.

Vavilin D V, Ducruet J M, Matorin D N, Venediktov P S, Rubin A B. 1998. Membrane lipid peroxidation, cell viability and Photosystem II activity in the green alga *Chlorella pyrenoidosa* subjected to various stress conditions. *Photochemistry and Photobiology.* 42:233-239.

Evaluación ecotoxicológica sobre el pez nativo *Cnesterodon decemmaculatus en presencia de biofilm cultivado con o sin arsénico*

Mauro J PALACIO[a], Ayelén A GONZÁLEZ NÚÑEZ[a], Bettina L EISSA[a], Patricia M CASTAÑÉ[a] y Natalia A OSSANA[a]

[a]Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, UNLu-CONICET)– Cruce ruta 5 y Av. Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina
*Correspondencia a los autores, E-mail: mpalacio_93@hotmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

La contaminación por arsénico (As) es una problemática a nivel mundial. Las comunidades de *biofilm* juegan un rol ecológico importante en los ecosistemas de agua dulce, influyendo activamente en la sorción, desorción y transformación de metales/metaloides. En este trabajo el objetivo fue evaluar la respuesta ecotoxicológica del pez *Cnesterdon decemmaculatus*, frente a una exposición crónica de As(III), en presencia de *biofilm*. Para ello, se recolectó *biofilm* en campo y se lo cultivó en el laboratorio por 25 días en acuarios (8L) con placas de vidrio esmerilado. Una semana antes de finalizar el cultivo, a uno de los acuarios se le adicionó 20 µg/L de As(III). Finalizado el período, se realizó un bioensayo con *C. decemmaculatus*, durante 21 días de exposición a As(III) (20 µg As/L) en acuarios de vidrio (2L) dentro de cámaras de incubación con fotoperíodo y temperatura controlados (16:8 h L:O/ 22 ± 1°C) y aireación constante. Se utilizaron cinco peces y cuatro placas con *biofilm* por acuario; y se establecieron medios con y sin As(III), con *biofilm* cultivado con y sin As(III), formando 4 tratamientos: AP-Bio(AP), AP-Bio(As), As-Bio(AP) y As-Bio(As). Finalizada la exposición, los peces fueron diseccionados y se les extrajeron: hígados, para la medición de la actividad enzimatica de catalasa (CAT) y glutation-S-transferasa (GST); branquias, para contenido de glutatión (GSH); y músculos, para contenido de lípidos, carbohidratos, proteínas y actividad del sistema de transporte de electrones (ETS). Las principales diferencias significativas en los peces se observaron en el tipo de cultivo del *biofilm* que en algunos parametros se incremento si además el medio tenia As(III). Se trata de un ensayo preliminar, por lo que más estudios son requeridos para obtener respuestas concluyentes.

Palabras clave: *Cnesterodon decemmaculatus*; biofilm; arsénico; biomarcadores.

1. Introducción

Debido a su origen, principalmente natural, altas concentraciones de Arsénico (As) fueron halladas en arroyos pampeanos de Argentina (Rosso *et al.*, 2011), en valores superiores a los recomendados por organismos internacionales y a los estipulados por las normativas nacionales (Ley Nacional 24.051).

El *biofilm* cambia la exposición química en los ecosistemas fluviales al influir en la solubilidad de los minerales, la absorción de metales en la superficie de las partículas, las transformaciones entre especies oxidadas y reducidas y el metabolismo de la biota acuática (Balistrieri *et al.*, 2012). Eventualmente, estos cambios afectarán la biodisponibilidad y, por lo tanto, la toxicidad en los peces.

Para el mejor entendimiento del efecto de los contaminantes sobre la biota, los biomarcadores resultan herramientas útiles como indicadores de perturbación ambiental. Se define biomarcador como cualquier respuesta biológica a una sustancia química o muestra ambiental. Así, medidas bioquímicas, fisiológicas, histológicas, morfológicas y comportamentales son consideradas biomarcadores. De esa forma, las alteraciones de dichos parámetros devienen en señales de alerta del deterioro de un ambiente determinado, siendo las respuestas registradas la resultante integrada de cambios múltiples que ocurren en el/los organismos *test* (Walker *et al*., 2006). Los biomarcadores enzimáticos y no enzimáticos, son moléculas involucradas en la detoxificación de xenobioticos o sus metabolitos a una forma más soluble, la cual puede ser excretada del cuerpo más fácilmente (van der Oost *et al*., 2003). Por otro lado, el nivel de reservas energéticas mediante la cuantificación de hidratos de carbono, lípidos y proteínas en tejidos resultan relevantes para la caracterización del estado nutricional de los animales (Sant´Anna Rios, 2011).

En el presente trabajo se propuso como objetivo evaluar la respuesta ecotoxicológica de individuos adultos de la especie dulceacuícola autóctona *Cnesterodon decemmaculatus,* mediante distintos biomarcadores, luego de ser expuestos de manera crónica (21 días) a As(III), en presencia de comunidades de *biofilm* cultivadas en presencia y ausencia de As(III).

2. Materiales y Métodos

Para este estudio, se recolectó *biofilm* del arroyo Naveira, Luján, Provincia de Buenos Aires (34º34'02" S; 59º03'51" O) y se lo cultivó durante 25 días en acuarios (8L) con placas de vidrio esmerilado (5x10 cm), sobre las cuales creció la comunidad, dentro de una cámara de incubación con fotoperíodo y temperatura controlados (16:8 h L:O/ 22 ± 1°C) y una corriente constante generada por dos bombas de agua. Para estimular el crecimiento del *biofilm*, se adicionó fósforo (H_2KPO_4) una o dos veces por semana, manteniendo la concentración del mismo en, aproximadamente, 0.05 mg PO_4^{3-}/L. Una semana antes de finalizar el cultivo, a un acuario se le adicionó una concentración de As(III) de 20 µg/L.Finalizado este período, se realizó un bioensayo de 21 días de exposición en acuarios de vidrio (2L) dentro de cámaras de incubación en las mismas condiciones mencionadas. Por pecera, se colocaron cinco individuos adultos (provenientes del bioterio de PRODEA-INEDES) de *C. decemmaculatus* y cuatro placas con *biofilm* (dentro de pequeñas estructuras malladas que impedían que los peces ingirieran dicho *biofilm*), y se realizaron cuatro tratamientos:

- Agua potable (AP) con *biofilm* cultivado en AP (AP – Bio AP).
- AP con *biofilm* cultivado en AP + As(III) (AP – Bio As).
- AP + As(III) (20 µg/L) con *biofilm* cultivado en AP (As – Bio AP).
- AP + As(III) (20 µg/L) con *biofilm* cultivado en AP + As(III) (As – Bio As).

Los medios fueron renovados una vez por semana y los peces alimentados diariamente con Tetrafin® al 2% de la biomasa total de la pecera.

Finalizado el período de exposición los animales fueron anestesiados en frío, medidos, pesados, sexados y, finalmente, sacrificados. Se extrajeron varios tejidos en los cuales se determinaron algunos biomarcadores: hígados, para determinación de la actividad de las enzimas catalasa (CAT) y la Glutatión-S-transferasa (GST); branquias, contenido de glutatión (GSH); y músculos: contenido de lípidos, proteínas e hidratos de carbono y actividad del transporte de electrones (ETS), con los cuales se calculó, además, un índice metabólico de asignación de energía celular (CEA, del inglés: *"Cellular Energy Allocation"*). CEA= (lipidos+proteinas+carbohidratos)/ETS, utilizando sus equivalentes energéticos (Verslycke *et al*., 2004). Todas las determinaciones fueron llevadas a cabo siguiendo los protocolos establecidos en González Núñez *et al*. (2022).

Para el análisis estadístico se realizó un ANOVA de una cola con una prueba Post Hoc de Tukey-Kramer para múltiples comparaciones (cuando cumplieron la normalidad y homogeneidad de varianza) o un análisis de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos con un Post Hoc de Dunn´s para múltiples comparaciones (cuando no se cumplieron) ($p < 0.05$).

3. Resultados y discusión

En la Figura 1 se observan los resultados de los biomarcadores en hígado y branquias de los peces expuestos a los distintos tratamientos, siendo el tratamiento de AP-Bio AP el control. Observamos que respecto a este, tanto para CAT y GST, en los tratamientos AP-Bio As y As-Bio AP disminuyó la actividad enzimática, mientras que, en el tratamiento As-Bio As aumentó. Se observan diferencias significativas entre algunos tratamientos con el mismo cultivo de *biofilm* pero con diferentes medios de exposición con peces. En el caso de la GSH no se observaron diferencias entre tratamientos.

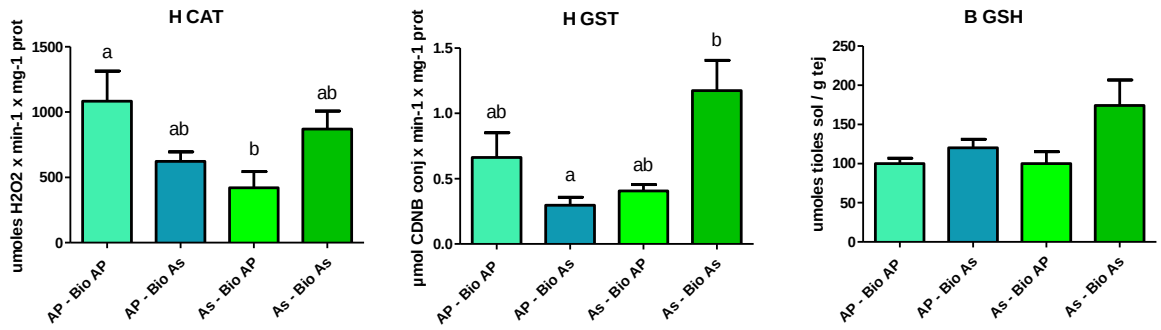


Figura 1. Valores medios de la actividad enzimática de la catalasa (CAT), la glutatión-s-transferasa (GST) y el contenido de glutatión (GSH) calculado para cada tratamiento, con la correspondiente representación de los errores estándar de la media (ESM). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

Los resultados de los biomarcadores metabólicos se observan en la Figura 2. Para hidratos de carbono y proteínas no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, en la concentración de lípidos se observa una disminución que fue significativa en los tratamientos AP-Bio As y As-Bio As, aquellos en los cuales el biofilm fue cultivado con As(III) siendo esta disminución más importante en el último, donde el medio también tenía As(III). En cuanto al ETS, todo este complejo multienzimatico se vió afectado siendo significativo en el tratamiento As-Bio AP. Al integrar todo en el CEA, se observó que este índice disminuyó en todos los tratamientos respecto del control (AP-Bio AP), pero fue estadísticamente significativo para el tratamiento As-Bio As.

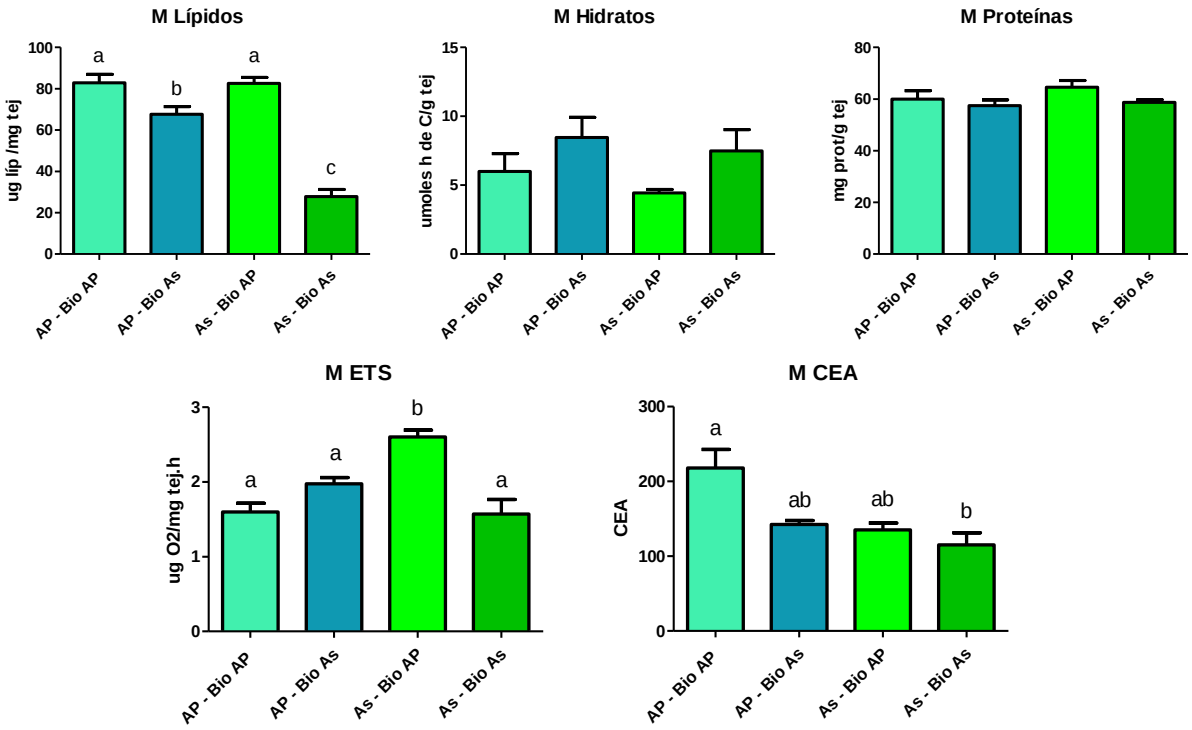


Figura 2. Valores medios del contenido de lípidos, carbohidratos, proteínas y la actividad de la ETS, medidos en los músculos de los peces, y la CEA, calculada para cada tratamiento, con la correspondiente representación de los errores estándar de la media (ESM). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

4. Conclusiones

Al observar las diferencias significativas halladas, podemos inferir que el cultivo de *biofilm* en As(III), influyó en la posterior interacción que tiene con este contaminante en presencia de peces, ocasionando un impacto en el estres oxidativo de los mismos. Así mismo, al analizar los resultados metabólicos de forma integrada con el CEA, vemos que este presupuesto energético de los peces disminuye a medida que la presencia de As(III) aumenta a través de los tratamientos, llegando a una disminución significativa en el tratamiento de As – Bio As. Una disminución en la CEA indica una reducción en la energía disponible o un mayor gasto de energía, lo que resulta en una menor cantidad de energía disponible para el crecimiento o

la reproducción. Esto evidencia no solo el efecto que posee el As(III) sobre el metabolismo y reserva energética de los peces, si no la pérdida de capacidad reparadora por parte del *biofilm* al ser cultivado con dicho tóxico.

Este trabajo informa resultados preliminares de la interacción *biofilm*-pez-arsénico, por lo que, estudios posteriores son necesarios para la obtención de un mejor entendimiento de esta interacción.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado con fondos del PICT 2015-2636, PICT 2020 Serie A 00655 y el Depto. de Cs. Básicas (UNLu). Agradecemos el asesoramiento en el cultivo del biofilm de la Dra. Carolina Rodriguez Castro.

Referencias bibliográficas

Balistrieri LS, Nimick DA, Mebane CA. 2012. Assessing time-integrated dissolved concentrations and predicting toxicity of metals during diel cycling in streams. *Science of Total Environment*. 425, 155–168.

González Núñez AA, Ferro JP, Campos LB, Eissa BL, Mastrángelo MM, Ferrari L, Ossana NA. 2022. Evaluation of the acute effects of arsenic on adults of the neotropical native fish *Cnesterodon decemmaculatus* using a set of biomarkers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (5), 1246 – 1259.

Ley Nacional N° 24.051: Ley de residuos peligrosos. (Consultado: 20/06/2022). http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/10000-14999/12830/norma.htm

Rosso JJ, Troncoso JJ, Fernández Cirelli A. 2011. Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of the pampa plain, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86 (1), 129–132.

Sant'Anna Rios F, Carvalho CS, Pinheiro GHD, Donatti LM, Fernandes MN, Rantin FT. 2011. Utilization of endogenous reserves and effects of starvation. *Environmental Biology of Fishes* 91, 87–94.

Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NP. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13, 57-149.

Verslycke T, Roast SD, Widdows J, Jones MB, Janssen CR. 2004. Cellular energy allocation and scope for growth in the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) following chlorpyrifos exposure: a method comparison. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 306 (1), 1–16.

Walker CH, Hopkin SP, Sibly RM, Peakall DB. 2006. Principles of ecotoxicology. Taylor y Francis. Boca Raton FL

Toxicidad aguda del herbicida glufosinato de amonio y del insecticida lambdacialotrina para organismos característicos de arroyos pampeanos

Marina SOLIS[a*], Jezabel PRIMOST[a], Morena PANTUCCI SARALEGUI[a], Silvia FANELLI[a], Hernán MUGNI[a], Carlos BONETTO[a]

[a] Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet (ILPLA- CONICET/UNLP)
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: marinasolis@ilpla.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los plaguicidas son utilizados ampliamente en la agricultura. Nuestro país ocupa el tercer lugar en el consumo de los mismos, siendo los de mayor uso los herbicidas (86.8%), seguido de insecticidas, fungicidas y otros. El objetivo del presente trabajo fue determinar la toxicidad aguda del herbicida glufosinato de amonio y del insecticida lambdacialotrina para tres organismos acuáticos característicos de arroyos pampeanos, el crustáceo *Hyalella curvispina*, el pez *Cnesterodon decemmaculatus* y el anuro *Boana pulchella*. Se comparó dicha toxicidad con la curva de distribución de sensibilidad de especies de otros crustáceos, peces y anuros y se compararon las concentraciones letales con registros ambientales. *Hyalella curvispina* resultó ser apropiada como organismo de prueba de toxicidad para los compuestos estudiados, no así *C. decemmaculatus*, no obstante, su abundancia en ambientes contaminados por estos plaguicidas puede deberse a que las concentraciones ambientales son menores que las dosis letales determinadas. Finalmente, se determinaron elevadas concentraciones letales *para B. pulchella*, mayores que las registradas en el ambiente, por lo que se espera que sean abundantes en los ambientes estudiados.

Palabras clave: glufosinato de amonio; lambdacialotrina; LC50; curva de sensibilidad

1. Introducción

El consumo mundial de plaguicidas aumentó durante las últimas décadas. Aproximadamente, 2 millones de toneladas de plaguicidas se utilizan anualmente en todo el mundo, siendo China el país de mayor consumo, seguido por EE.UU y Argentina. De éstos, en nuestro país, el 86.8% corresponden a herbicidas, seguidos de insecticidas (6.2%) y fungicidas (2.7%) (Sharma *et al*., 2019). El glufosinato de amonio (GLA), herbicida organofosforado no selectivo, se ha convertido en el foco de atención debido a que el trigo transgénico HB4, aprobado recientemente en Argentina (MAGyP, 2022), es una variedad resistente al mismo y a la sequía, por lo cual es previsible un aumento del consumo en un futuro próximo. Por su parte, lambdacialotrina es un insecticida piretroide utilizado en la región pampeana, que se caracteriza por tener efecto neurotóxico (USEPA, 2002). Los plaguicidas ingresan a los cuerpos de agua por escorrentía superficial y otros mecanismos de transporte en consecuencia, las aguas superficiales pueden resultar contaminadas con éstos, lo que representa un riesgo para los ensambles que habitan en ellas (Solis *et al*., 2018). Existen

especies sensibles a los plaguicidas, lo que las hace adecuadas para ser utilizadas como modelos para evaluar el efecto de la toxicidad. El crustáceo *Hyalella curvispina*, el pez *Cnesterodon decemmaculatus* y el anuro *Boana pulchella* son tres organismos acuáticos característicos de la región pampeana, donde su distribución se superpone con las principales áreas agrícolas, por lo que son candidatas a ser utilizados como organismos de prueba. El objetivo del presente trabajo fue determinar la toxicidad aguda del herbicida GLA y el insecticida lambdacialotrina para *H. curvispina*, *C. decemmaculatus* y *B. pulchella*. Además, se comparó dicha toxicidad con la curva de distribución de sensibilidad de especies de otros macroinvertebrados, peces y anuros.

2. Materiales y Métodos

Las pruebas de toxicidad se realizaron con los formulados comerciales Liverty (BASF, GLA 48%) y Karate (Syngenta Agro SA, lambdacialotrina 25%). Los organismos se colectaron en un arroyo donde no se realiza agricultura en su cuenca, cercano a la ciudad de La Plata (35°07' 22"S; 57°41' 12"O) y fueron aclimatados en laboratorio. Los ensayos se realizaron siguiendo protocolos estandarizados (USEPA, 2000). Diez organismos de similar tamaño y/o estadío fueron expuestos a cinco concentraciones de plaguicidas en un volumen total de 100 ml (*H. curvispina*) y 1000 ml (*C. decemmaculatus* y *B. pulchella*). Se realizaron tres réplicas de cada una, con los siguientes rangos de concentración: GLA: *H. curvispina* 0.5-3 mg/L, *C. decemmaculatus* 4.75-6 mg/L, *B. pulchella* 0.45-1.50 mg/L; lambdacialotrina: *H. curvispina* 0.15-0.3 µg/L, *C. decemmaculatus* 0.25-6 µg/L, *B. pulchella* 0.20-10 µg/L. Los ensayos se hicieron sin alimento y considerando el fotoperiodo natural. La mortalidad se registró a las 24, 48, 72 y 96 hs de ser expuestos. A partir de los datos de mortalidad a 96 h se estimaron las LC50 (concentración letal 50) y su límite de confianza del 95% por medio del análisis estadístico Probit. Se calculó la curva de distribución de sensibilidad de especies (SSDs) con el software generador SSD de la USEPA, utilizando datos de toxicidad aguda a 96 h para macroinvertebrados, peces y anuros de agua dulce de la base de datos ECOTOX-USEPA (USEPA, 2020; 2022).

3. Resultados y Discusión

La LC50 96-h media estimada de GLA para *H. curvispina* fue de 1.259 (0.727 – 2.323) mg/L y para *C. decemmaculatus* fue 4.907 (3.262 – 5.244) mg/L. Asimismo, la LC50 96-h media estimada de lambdacialotrina fue de 0.252 (0.226 – 0.294) µg/L para *H. curvispina* y de 3.263 (2.465 – 3.89) µg/L para *C. decemmaculatus*.

En la figura 1 se representan las SSDs para el GLA y la lambdacialotrina. Puede observarse que para el GLA, *H.curvispina* y *C. decemmaculatus* se encuentran entre las especies con mayor sensibilidad, siendo *H.curvispina* la especie más sensible. Asimismo, se observa que

las LC50 de lambdacialotrina de las especies ensayadas se encuentran aproximadamente en el medio del rango registrado para otras especies en la referida base de datos.

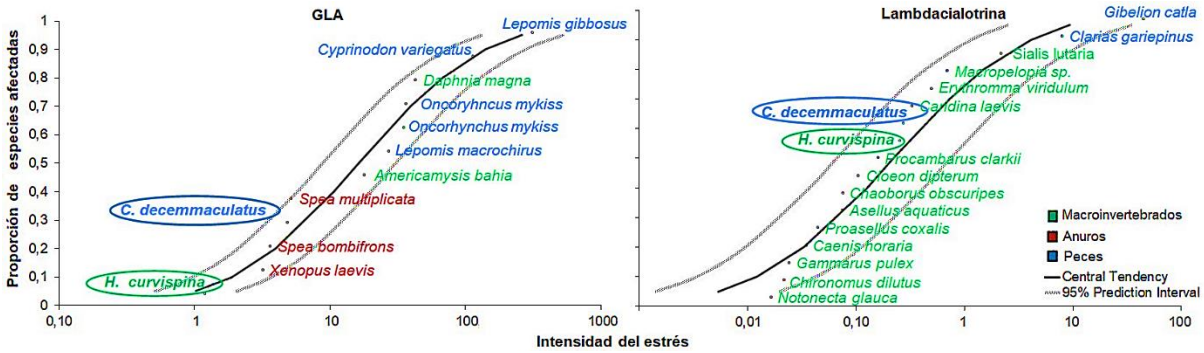


Figura 1. Sensibilidad relativa para el GLA y la lambdacialotrina de *H. curvispina* y C. *decemmaculatus* comparada con la distribución de sensibilidad relativa de la base de datos de USEPA.

Respecto a *B. pulchella*, no fue posible determinar la LC50 96-h para ninguno de los formulados, ya que el valor supera las concentraciones ensayadas. No obstante, se observaron efectos subletales: alteración de la natación y anormalidades morfológicas (Figura 2). Respecto a lambdacialotrina, a partir de 1 µg/L se observó natación espiralada hasta la inmovilidad en las concentraciones más elevadas, y una marcada flexión lateral de la cola (Figura 2.B). En relación con GLA, a partir de 0.5 mg/L se observó inmovilidad de las larvas con actividad cardíaca como única señal vital y torsión de la cola (Figura 2.C).

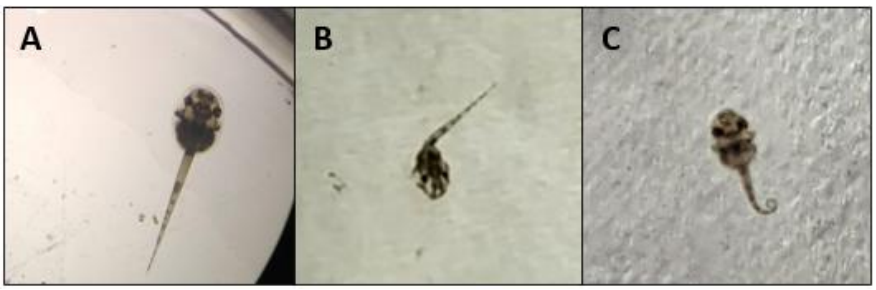


Figura 2. Larvas de *B. pulchella* empleadas en los ensayos de toxicidad para la determinación de LC50 96-h. A: larva del grupo control; B: larva con flexión lateral de la cola por exposición a lambdacialotrina; C: larva con torsión de la cola por exposición a GLA.

La presencia de los plaguicidas ensayados en muestras de agua superficial ha sido reportada por diversos autores en zonas de intensa actividad agrícola, evidenciando que la agricultura convencional representa un aporte de plaguicidas a las cuencas adyacentes. Las concentraciones ambientales de GLA oscilan entre 0.1 y 24 µg/L, siendo la concentración máxima determinada en un evento de escorrentía ocurrido el día posterior a la aplicación del herbicida en el cultivo de maíz, en Italia (EPA, 2013; Screpanti *et al*., 2005; Scribner *et al*., 2007). Por su parte, las de lambdacialotrina varían entre 0.004 y 0.56 µg/L (Mac Loughlin *et al*., 2022; Etchegoyen, 2020*)*. De acuerdo a estos registros, las concentraciones de GLA resultaron menores a las dosis letales determinadas en el presente trabajo, mientras que las de lambdacialotrina (0.56 µg/L) determinada en un arroyo en un área agrícola por Etchegoyen

(2020) superan las dosis letales para *H. curvispina*. En este último caso, el valor del cociente de peligro Hazard Quotient (HQ), definido como la proporción entre la máxima concentración ambiental determinada y el valor de toxicidad referida (Giesy *et al*., 2000) da un valor estimado de 2.22, lo cual nos indica que se espera que ocurran efectos agudos. Los valores de LC50 determinados para GLA y lambdacialotrina en *C. decemmaculatus* concuerdan con los datos disponibles en la literatura, mostrando que los formulados utilizados resultan ser tóxicos para algunos macroinvertebrados y peces de agua dulce (EPA, 2013). Resulta de interés señalar que a partir de la aprobación del trigo resistente a GLA, es de esperar que su consumo aumente sostenidamente en los próximos años y por lo tanto que se detecte con mayor frecuencia y a concentraciones más elevadas en la región pampeana, motivo por el cual resulta imperativo continuar con el monitoreo de este herbicida y repetir el análisis de riesgo cuando se cuente con más información.

4. Conclusiones

La extensa distribución geográfica de *H. curvispina*, que se superpone con la zona de uso/explotación agrícola, su frecuencia y abundancia en ambientes no contaminados y su elevada sensibilidad a plaguicidas, hacen que sea un candidato apropiado para ser utilizado como organismo de prueba de toxicidad por plaguicidas en la región pampeana. *Cnesterodon decemmaculatus* comparte distribución y abundancia pero su tolerancia es mayor y por tal motivo no parece ser el mejor candidato. Las concentraciones ambientales de los plaguicidas ensayados resultaron menores que las dosis letales, por lo que es de esperar la presencia de *C. decemmaculatus,* a menudo dominante, en ambientes donde se registra contaminación por plaguicidas. Finalmente, las elevadas concentraciones letales de *B. pulchella*, mayores a las concentraciones ambientales registradas, sugieren que se trata de un organismo comparativamente tolerante a la contaminación con plaguicidas y por tal motivo probablemente sea un conspicuo representante de los ensambles característicos de ambientes contaminados. La información disponible es escasa y se requieren estudios complementarios sobre el tema.

Referencias bibliográficas

EPA, 2013. Environmental Fate and Ecological Risk Assessment for the Registration Review of Glufosinate. https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2008-0190-0023

Etchegoyen A. 2020. El monitoreo ambiental como herramienta de intervención en los conflictos socioambientales derivados del uso de plaguicidas. doi.org/10.35537/10915/116401

Giesy JP, Dobson S, Solomon KR. 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide. Rev Environ Contam Toxicol. 167:35–120

Mac Loughlin TM, Peluso ML, Marino DJ. 2022. Multiple pesticides occurrence, fate, and environmental risk assessment in a small horticultural stream of Argentina. Science of The Total Environment. 802, 149893

MAGyP. 2022. Ministerio de agricultura, ganadería y pesca, secretaría de alimentos, bioeconomía y desarrollo regional. Resolución 27/2022. RESOL-2022-27-APN-SABYDR#MAGYP. 12/5/2022

Sharma A, Kumar V, Shahzad B, Tanveer M, Preet Singh Sidhu G, Kohli N, Yadav P, Bali A, Parihar R, Dar O, Singh K, Jasrotia, Bakshi P, Ramakrishnan M, Kumar S, Bhardwaj R, Thukral. 2019. Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystems. Applied sciences 1:1446

Screpanti C, Accinelli C, Vicari A, Pietro Catizone. 2005. Glyphosate and glufosinate ammonium runoff from a corn-growing area in Italy. Agronomy for Sustainable Development, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 2005, 25 (3), pp.407-412

Scribner E, Battaglin W, Gilliom R, Meyer M. 2007. Concentrations of Glyphosate, Its Degradation Product, Aminomethyl phosphonic Acid, and Glufosinate in Ground- and SurfaceWater, Rainfall, and Soil Samples Collected in the United States, 2001-06. U.S. Geological Survey. https://pubs.er.usgs.gov/publication/sir20075122

Solis M, Bonetto C, Marrochi, N, Paracampo A, Mugni H. 2018. Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. Ecotoxicol. Environ. Saf. 148, 11–16

USEPA. 2000. Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates, second ed. USEPA, Washington, DC (EPA 600/R-99/064)

USEPA. 2002. Pesticides; Karate; Lambda-Cyhalothrin. https://www3.epa.gov/pesticides/chemical/foia/cleared-reviews/reviews/128897/128897-2002-09-12a.pdf (acceso: junio 2022)

USEPA. 2020. U.S. Environmental Protection Agency. Species Sensitivity Distribution (SSD) Generator software. https://www.epa.gov/chemical-research/species-sensitivity-distribution-ssd-toolbox (acceso: junio 2022)

USEPA. 2022. U.S. Environmental Protection Agency ECOTOX ACQUIRE https://cfpub.epa.gov/ecotchromaox/search.cfm (acceso: junio 2022)

Efecto del sonido subacuático como estresor ambiental sobre parámetros bioquímicos indicadores de estrés en una especie clave de cangrejo de un humedal costero de la Provincia de Buenos Aires

Marina PROVENZAL [a], Solana Morena SNITMAN [a*], Francesca Maria MITTON[b], Maria CERAULO[c], Giuseppa BUSCAINO[c], María Andrea GAVIO[a], María Paz SAL MOYANO[a]

[a]Grupo de Humedales y Ambientes Costeros, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP) y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina
[b]Instituto Nacional de Desarrollo Pesquero (INIDEP) y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina
[c]Institute of Anthropic Impact and Sustainability in Marine Environment-National Research Council (IAS-CNR), Torretta Granitola (TP), Italia
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: solana.snitman10@gmail.com

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los sonidos naturales y antrópicos causan estrés y afectan la fisiología de los organismos. Particularmente, el estrés oxidativo se produce cuando se rompe el balance entre la formación de especies reactivas de oxígeno y las defensas antioxidantes. Este trabajo estudió el efecto del estrés de sonidos biológicos (predadores: peces y crustáceos) y antrópicos (botes) naturales del ambiente sobre una especie clave de cangrejo, *Neohelice granulata*, considerando biomarcadores oxidativos en diferentes tejidos (hemolinfa, branquias y hepatopáncreas). Los resultados mostraron diferencias en función de los sonidos utilizados y del tejido del cangrejo analizado. La peroxidación lipídica aumentó sólo en hemolinfa frente a los sonidos de peces y crustáceos. La oxidación de proteínas fue mayor en branquias y e n hepatopáncreas frente a sonidos de peces y crustáceos, respectivamente. Se concluye que ambas fuentes de sonido provocaron estrés oxidativo en esta especie. Los resultados aportan datos relevantes para el desarrollo de planes de gestión por la importancia del hábitat en términos de biodiversidad, los servicios ecosistémicos prestados y el rol clave de las especies estudiadas.

Palabras clave: sonido antrópico; sonido biológico; estrés oxidativo; *Neohelice granulata.*

1. Introducción

El paisaje acústico submarino de un hábitat es la combinación de geofonías (producida por agentes físicos), biofonías (producida por los animales) y antropofonías (producida por lasactividades humanas) (Pijanowski *et al*., 2011). Varios estudios recientes muestran que lasactividades biológicas en invertebrados se ven afectadas por el ruido antrópico (Morley *et al*., 2018; Tidau y Briffa, 2016). La contaminación acústica producida por las embarcaciones causa un efecto sobre grandes áreas y constituye una seria amenaza a poblaciones de invertebrados (Morley *et al*., 2018). En contraposición, escasos estudios evaluaron el efecto de señales biológicas sobre la fisiología y comportamiento de especies.

En condiciones naturales, los organismos aeróbicos producen continuamente especies reactivas de oxígeno (ROS). El estrés oxidativo se produce cuando se rompe el equilibrio entre la formación de ROS y las defensas antioxidantes de los organismos, lo que daña las membranas celulares, el material genético y otros componentes celulares (Halliwell y Gutteridge, 2007). La cuantificación del estrés oxidativo incluye mediciones de la oxidación de lípidos (LPO) y proteínas.

Entre los ecosistemas marinos, los hábitats costeros son los que presentan un mayor riesgo de contaminación acústica por las actividades humanas (Buscaino *et al*., 2016). Las lagunas costeras desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas por su importante biodiversidad, brindan importantes servicios ecosistémicos como la regulación de la calidad del agua, la prevención de la erosión, la producción primaria, la provisión de alimentos, las actividades sociales (Newton *et al.,* 2014, Pérez-Ruzafa *et al*., 2011). La laguna costera de Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires) es un humedal declarado Reserva del Hombre y la Biosfera por la UNESCO (Iribarne, 2001). Los cangrejos Grapsoidea son las especies dominantes de la zona intermareal de la laguna (Spivak *et al*., 1994). Típicamente, *Neohelice granulata* (Varunidae) es una especie de cangrejo clave considerada modelo de estudio dado el enorme volumen de artículos publicados sobre ella (Spivak, 2010). A pesar de esto, no existen estudios previos que evalúen el efecto del sonido sobre la fisiología de *N. granulata*. Solo un estudio demostró que un sonido artificial afectó parámetros hemolinfáticos indicadores de estrés en esta especie (Filiciotto *et al*., 2018). El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de estímulos sonoros específicos obtenidos del hábitat natural sobre biomarcadores de estrés oxidativo de esta especie de cangrejo.

2. Materiales y Métodos

2.1. Recolección de individuos y mantenimiento de acuarios

Los cangrejos fueron recolectados en la Laguna Costera de Mar Chiquita. Se seleccionaron al azar adultos machos que fueron transportados al laboratorio y colocados en acuarios naturales de agua de mar (26 litros de capacidad), a una densidad de cuatro cangrejos/acuario, fotoperiodo controlado de 14:10 horas y aireación continua.

2.2. Sistema experimental

Se utilizó un tanque de PVC (Figura 1). Los sonidos se reprodujeron utilizando un transductor subacuático (Modelo UW30, Lubell Labs Inc., USA), un amplificador de potencia (modeloAPXII00, American Pro ,230V, 50Hz, China), y una laptop. Cada señal sonora fue reproducida por el software Avisoft-SASLab.

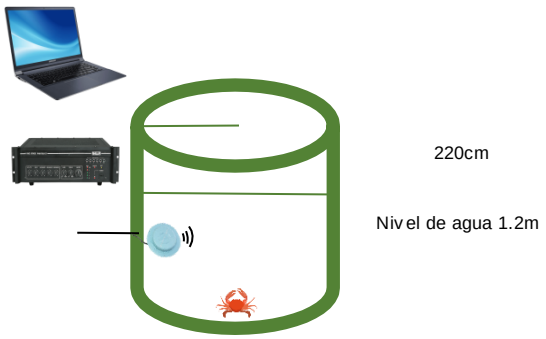


Figura 1. Sistema experimental: el tanque de PVC y el equipamiento acústico utilizado en los experimentos

1.3. Selección de sonidos naturales y antrópicos de registros obtenidos en el área de estudio

Se trabajó con archivos de audio obtenidos de un estudio previo (Ceraulo *et al*., 2020). Se diferenciaron sonidos biológicos (producidos por *Cyrtograpsus angulatus* y *Pogonias courbina*, estresores naturales y predadores de *N. granulata* (Blasina *et al*., 2010). Entre los antrópicos se identificaron señales correspondientes a pasajes de botes a motor.

2.4. Diseño experimental

La duración total del experimento fue de 60 minutos, con un período de aclimatación de 15 minutos. Durante la fase inicial no se reprodujo ningún estímulo (15-30 minutos), mientras que en la segunda (30-45 minutos) y tercera (45-60 minutos) fase se reprodujo cada estímulo en los diferentes tratamientos. Se realizaron cuatro tratamientos, tres para cada estímulo (bote, peces y crustáceos) y un control (sin sonido). Se realizaron 15 réplicas por tratamiento. Al final del experimento, los individuos fueron anestesiados y sacrificados. Se obtuvieron 250 µl de hemolinfa de la base del cuarto o quinto par de pereiópodos y se colocó en un microtubo con 250 µl de solución anticoagulante. Se obtuvieron muestras del hepatopáncreas y las branquias para el análisis bioquímico.

2.5. Análisis bioquímicos

Cada muestra de tejido se homogeneizó según la metodología de Mitton *et al*., 2020. La peroxidación lipídica se evaluó mediante la cuantificación del ácido malondialdehído (MDA, uno de los productos finales de la peroxidación) utilizando el método de sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARs; Tasaki *et al.,* 2017).

La oxidación de proteínas se evaluó siguiendo la metodología de Wehr y Levine (2013) mediante la cual se incubaron con 2,4-dinitro fenilhidracina (DNPH).

3. Resultados y Discusión

Los resultados de la peroxidación lipídica (LPO) mostraron diferencias entre los tratamientos en la hemolinfa ($H=13.29$; $p<0.005$). En los cangrejos expuestos a estímulos de peces y

crustáceos se observó un mayor nivel de LPO en comparación con los cangrejos control (ambos tratamientos: $p<0.05$; Figura 2). Este resultado indicaría que frente a los estresores sonoros biológicos existiría un desbalance entre la formación de especies reactivas de oxígeno y las defensas antioxidantes, resultando en un daño a lípidos.

Con respecto a la oxidación de proteínas, en la hemolinfa se encontraron diferencias entre los tratamientos ($H=11.63$, $p<0.05$; Figura 3). Los cangrejos expuestos a los estímulos de peces y crustáceos mostraron mayores niveles de oxidación proteica que los cangrejos expuestos al sonido de bote ($p<0.05$). En las branquias, los cangrejos expuestos a los distintos estímulos presentaron diferencias en los niveles de oxidación de proteínas en comparación con los cangrejos control ($H=9.57$, $p <0.05$; Figura 3). Las branquias de los cangrejos expuestos al estímulo de peces mostraron mayor oxidación proteica que los cangrejos control ($p<0.05$). En hepatopáncreas, los niveles de oxidación de proteínas también variaron entre los tratamientos y la condición de control ($H=9.4$, $p<0.05$; Figura 3). Los cangrejos expuestos al estímulo de crustáceos presentaron mayores niveles de oxidación proteica en comparación con los cangrejos control ($p<0.05$). Estos resultados muestran que la oxidación de proteínas presentó un patrón distinto al observado para la LPO, indicando que existirían diferencias en la susceptibilidad de las biomoléculas, o la activación de diferentes vías de oxidación.

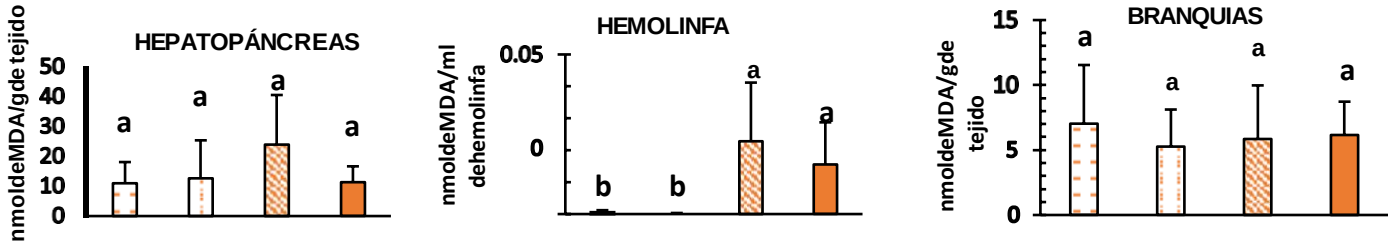


Figura 2. Niveles de peroxidación lipídica (expresados en nmol MDA ml/g $^{-1}$) en los diferentes tejidos analizados (hemolinfa, branquias y hepatopáncreas) en los diferentes tratamientos (control sin exposición al sonido, barco, peces y estímulos de crustáceos). a y b: diferencias significativas entre los tratamientos (test de Kruskal-Wallis).

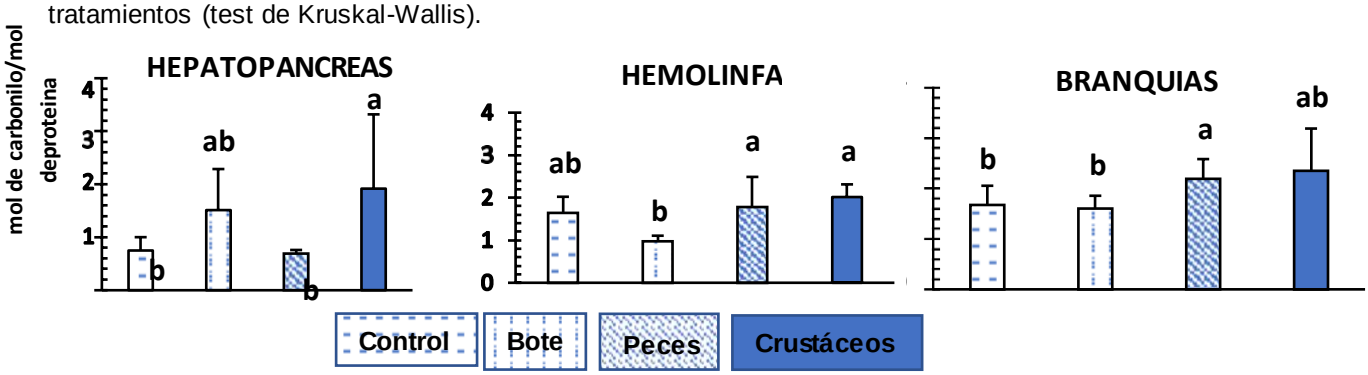


Figura 3. Niveles de oxidación de proteínas (expresados en mol de carbonilo mol prot $^{-1}$) en los tejidos analizados (hemolinfa, branquias y hepatopáncreas) en los diferentes tratamientos (control sin exposición al sonido, barco, peces y estímulos de crustáceos). a y b: diferencias significativas entre los tratamientos (test de Kruskal-Wallis).

4. Conclusiones

Se concluye que ambas fuentes de sonido ambiental provocaron estrés oxidativo en esta

especie clave de cangrejo. Los resultados pueden ser utilizados en el desarrollo de planes de gestión en este hábitat importante en términos de biodiversidad, servicios ecosistémicos prestados y el rol clave de la especie estudiada.

Referencias bibliográficas

Blasina GE, Barbini SA, Díaz de Astarloa JM. 2010. Trophic ecology of the black drum, *Pogonias cromis* (Sciaenidae), in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina). *J. Appl. Ichthyol*.26:528–534

Buscaino G,Ceraulo M,Pieretti N, Corrias V, Farina A, MaccarroneV, Grammauta R, Mazzola S.2016.Temporalpatternsinthesoundscapeoftheshallowwatersofa Mediterraneanmarineprotected area.*Sci.Rep.*6:34230

Ceraulo M, Sal Moyano MP, Bazterrica MC, Hidalgo FJ, Papale E, Grammauta R, Buscaino G.2020. Spatial and temporal variability of the sounds capeinas outh western Atlantic coastal lagoon. *Hydrobiologia.*1–23

Filiciotto F, Sal Moyano MP, Bazterrica MC, Lorusso M, Gavio MA. 2018. Are semiterrestrial crabs threatened by human noise? Assessment of behavioural and biochemical responses of *Neohelicegranulata*(Brachyura,Varunidae) intank.*Mar.Poll.Bull*.137:24–34

Halliwell B, Gutteridge JMC. 2007. *Free Radicals in Biology and Medicine*. Clarendon, Oxford

Iribarne O. 2001. *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina. 320págs

Mitton GA, Szawarski N, Mitton FM, Iglesias A, Eguaras MJ, Ruffinengo SR, Maggi MD.2020. Impacts of dietary supplementation with p-coumaric acid and indole-3-acetic acid on survival and biochemical response of honey bees treated with tau-fluvalinate. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*189:109917.

Morley EL, Jones G, Radford AN.2018. The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proc.R.Soc.B.*281:2013–2683

Newton A, Icely J, Cristina S, Brito A, Cardoso AC, Colijn F, Ivanova K. 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of european large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuar. Coast.ShelfSci*.140:95–122

Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Pérez-Ruzafal M, Pérez-Marcos M. 2011.Coastal lagoons:"transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. J. *Coast. Conserv*. 15:369–392

Pijanowski BC, Villanueva-Rivera LJ, Dumyahn SL, Farina A, Krause BL, Napoletano BM,Gage SH, Pieretti N. 2011. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *Bioscience.*61:203–216

SpivakED.2010.Thecrab*neohelice*(=*Chasmagnathus*)*granulata*:anemergentanimalmodelfromemergent countries.*Helgol.Mar.Res.* 64:149–154

Spivak ED, Anger K, Luppi T, Bas C, Ismael D. 1994. Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina).*Helgol.Meeres*.48:59–78

Tasaki E, Kobayashi K, Matsuura, Iuchi Y. 2017. An efficient anti oxidant system in along-lived termite queen. *PLoS One*. 12:0167412.

TidauS,BriffaM.2016.Review on behavioral impacts of aquatic noise on crustaceans. *Proc. Meet. Acoust*. 27:010028

Wehr NB, Levine RL. 2013.Quantification of protein carbonylation. *Cell senescence.* 265-281.

Evaluación genotóxica de concentraciones ambientales de microformulaciones de pesticidas en larvas de *Rhinella arenarum*

Milagros LABORDE[a*], Celeste RUIZ DE ARCAUTE[a,b], Marcelo LARRAMENDY[a,b] y Sonia SOLONESKI[a,b]

[a] Catedra de Citologia, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
[b] CONICET
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: labordemilagros@fcnym.unlp.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Dado el reciente desarrollo de formulaciones de fitosanitarios con micro o nanotecnología, es limitado el conocimiento sobre el destino ambiental y los efectos nocivos en los organismos no blanco y en la salud humana de estas nuevas formulaciones. Como resultado de la interacción de los xenobióticos con los seres vivos estos pueden sufrir alteraciones en su ADN, incluso cuando los niveles de exposición sean muy bajos y no es posible observar otros efectos. El ensayo cometa (EC) es utilizado para evaluar de manera rápida y sencilla la inducción de rupturas dobles o simples en la molécula de ADN. El objetivo del presente trabajo es analizar la genotoxicidad de concentraciones ambientales de dos formulaciones microparticuladas del insecticida lambdacialotrina y del herbicida 2.4-D: Karate® (25% lambdacialotrina, Syngenta Agro S.A, Argentina) y Dédalo Elite (30% 2.4-D, Red Surcos, Argentina) en sistemas *in vivo* usando como modelo de estudio *Rhinella arenarum.* Para evaluar la genotoxicidad de los compuestos se llevó a cabo el EC en su variante alcalina en células sanguíneas circulantes de larvas (Gosner 36) de la especie mencionada. Se observó que las concentraciones ambientales testeadas de ambos compuestos indujeron un marcado efecto genotóxico debido a un aumento significativo del índice de daño genético. Estos resultados demuestran que es necesario llevar a cabo un análisis profundo de los posibles efectos perjudiciales que pueden tener sobre las especies no-blanco que habitan las zonas de aplicación y aledañas este nuevo tipo de tecnologías aplicadas en la elaboración de formulaciones agroquímicas.

Palabras clave: ensayo cometa; anura; piretroides; herbicidas auxínicos

1. Introducción

La aplicación de la micro y la nanotecnología a la agricultura moderna tiene como uno de sus principales objetivos mejorar la relación costo/eficiencia de los plaguicidas logrando al mismo tiempo un aumento de la cantidad de producto que llega al organismo blanco y una reducción de la misma que es liberada y permanece en el ambiente (Servin y White, 2016; Worrall *et al.,* 2018). Dado el reciente desarrollo de formulaciones de fitosanitarios con micro o nanotecnología, el conocimiento sobre el destino ambiental y los efectos nocivos en los organismos no blanco y en la salud humana es aún limitado (Kah, 2015; Ren *et al.,* 2016). Como resultado de la interacción de los xenobióticos en los seres vivos estos pueden sufrir alteraciones en su ADN, incluso cuando los niveles de exposición son muy bajos y aún no es posible observar otros efectos deletéreos. Esto convierte a los ensayos que se emplean para detectar daño genómico en valiosas herramientas a considerar en la batería de ensayos que

se usan para evaluar cuan segura es una sustancia (Gagné, 2014). El ensayo cometa (EC) es uno de los ensayos utilizados para evaluar la inestabilidad genómica en la molécula de ADN ejercida por un xenobiótico, siendo su variante alcalina la que se emplea para analizar la inducción de rupturas de cadena simple y la presencia de sitios sensibles al álcali en la molécula de ADN (Singh *et al.,* 1988). El objetivo del presente trabajo es analizar la genotoxicidad de concentraciones ambientales de las formulaciones microparticuladas de los plaguicidas lambdacialotrina y 2.4-D: Karate® (25% lambdacialotrina, Syngenta Agro S.A, Argentina) y Dédalo Elite (30% 2.4-D, Red Surcos, Argentina) en sistemas *in vivo* usando como modelo de estudio *Rhinella arenarum.*

2. Materiales y Métodos

Para evaluar la genotoxicidad de los compuestos se llevó a cabo el EC en su variante alcalina en células sanguíneas circulantes de larvas (Gosner 36) de *Rhinella arenarum*. Se expusieron 15 individuos por compuesto durante 96 h a concentraciones ambientales: 0.0001 mg/L para Karate® y 0.00099 mg/L para Dédalo Elite. Como control negativo se empleó agua declorinada y como control positivo 40 mg/L de ciclofosfamida.

Luego de la exposición se colocaron los individuos en agua fría (4°C) a fin de aletargarlos. Luego se realizó un corte transversal a nivel de opérculo y se colectó una muestra de sangre para la realización del EC.

El daño en el ADN fue cuantificado mediante análisis de la migración del ADN, el cual fue visualmente determinado en 100 nucleoides seleccionados al azar. El daño fue clasificado en 5 clases (0–I, no dañado; II, daño leve; III, daño intermedio; IV, daño máximo), según lo sugerido por (Cavas & Konen, 2007). Los resultados fueron expresados como porcentajes para cada categoría de nucleoide y como el número medio de células dañadas (suma de las clases II, III, y IV). El Índice de Daño Genético (IDG) fue calculado para cada tratamiento siguiendo las recomendaciones de (Pitarque *et al.,* 1999) utilizando la siguiente fórmula: GDI = [1(I)+2(II)+3(III)+4(IV)/$N_{(0–IV)}$], donde **0-IV** representan las clases de nucleoides y $\mathbf{N_{(0\text{-}IV)}}$ representa el total de los nucleoides analizados. Para el análisis estadístico de los datos se empleó un ANOVA de una vía junto con el test *a posteriori* de Tukey.

3. Resultados y Discusión

Los resultados, expresados en la Tabla I, mostraron que a las concentraciones ambientales testadas, tanto para Karate® como para Dédalo Elite, se observó un marcado efecto genotóxico debido a un aumento significativo del índice de daño genético en relación al control negativo ($P < 0.001$ y $P < 0.01$; respectivamente). En el caso de Karate® este aumento se explica por un aumento significativo de la frecuencia de células dañadas debido al aumento de los nucleoides tipo II, III y IV ($P < 0.05$, $P < 0.05$, $P < 0.01$, respectivamente). Para Dédalo Elite, también se observó aumento significativo ($P < 0.01$) de la frecuencia de células

dañadas, en este caso solo representadas por nucleoides de tipo IV. A las concentraciones ambientales ensayadas se pudo observar que Karate® fue mucho más genotóxico que Dédalo Elite.

Compuesto	Dosis de exposición (mg/L)	N° de animales observados	Categoría de nucleoides (%)				Daño ADN (%)	IDG[a]
			Tipo 0 + I	tipo II	tipo III	tipo IV		
CN[b]		15	84.60	10.11	2.88	2.40	15.39 ± 1.41	1.13 ± 0.09
Karate® (LCT)	0.0001	15	26.16***	23.56*	19.63*	30.64**	73.84 ± 5.04***	2.54 ± 0.19***
Dédalo Elite (2,4-D)	0.00099	15	49.91***	18.36	5.19	26.55**	50.09 ± 3.21**	2.08 ± 0.16**
CP[c]		15	15.26***	35.16***	25.43**	24.14**	84.74 ± 3.59***	3.03 ± 0.15***

Tabla I. Análisis del daño en el ADN medido por el ensayo cometa en células sanguíneas de *Rhinella arenarum* expuestas al insecticida Karate® con lambdacialotrina (LCT) como principio activo y al herbicida Dédalo Elite con 2,4-D como principio activo, por 96h.
[a]IDG: índice de daño genético
[b]CN: Control negativo
[c]Ciclofosfamida (CP) fue usado como control positivo
*p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001 diferencias significativas en relación al control negativo.

4. Conclusiones

Estos resultados demuestran que es necesario llevar a cabo un análisis profundo de los posibles efectos perjudiciales y de los posibles mecanismos de acción implicados en este nuevo tipo de tecnologías aplicadas en la elaboración de formulaciones agroquímicas. Asimismo, se destaca la importancia de este tipo de estudios de toxicidad sobre especies representativas de nuestra región a fin de evitar una contaminación indiscriminada de la biota. Por tanto, *R. arenarum* resulta un modelo de organismo no-blanco útil dado que habita zonas de aplicación y aledañas a los cultivos tratados con este tipo de tecnologías. Finalmente, destacamos que estudios adicionales son necesarios para revelar si los patrones de toxicidad ejercidos por las microformulaciones son atribuibles a los principios activos por sí mismos o es resultado de la presencia de otros compuestos presentes en las formulaciones ensayadas.

Referencias bibliográficas

Cavas T, Konen S. 2007. Detection of cytogenetic and DNA damage in peripheral erythrocytes of goldfish (Carassius auratus) exposed to a glyphosate formulation using the micronucleus test and the comet assay. *Mutagenesis*. 22:263-268.

Gagné F. 2014. Genotoxicity. En Gagné F. (Ed.). *Biochemical Ecotoxicology: Principles and Methods*. Academic Press. Oxford. 171-196.

Kah M. 2015. Nanopesticides and Nanofertilizers: Emerging Contaminants or Opportunities for Risk Mitigation?. *Frontiers in Chemistry*. 3:1-6.

Pitarque M, Vaglenov A, Nosko M, Hirvonen A, Norppa H, Creus A, Marcos R. 1999. Evaluation of DNA damage by the Comet assay in shoe workers exposed to toluene and other organic solvents. *Mutation Research*. 441:115-127.

Ren C, Hu X, Zhou Q. 2016. Influence of environmental factors on nanotoxicity and knowledge gaps thereof. *NanoImpact*. 2:82-92.

Servin A D, White J C. 2016. Nanotechnology in agriculture: Next steps for understanding engineered nanoparticle exposure and risk. *NanoImpact*. 1:9-12.

Singh N P, McCoy M T, Tice R R, Schneider E L. 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Experimental cell research*. 175:184-191.

Worrall E A, Hamid A, Mody K T, Mitter N, Pappu H R. 2018. Nanotechnology for Plant Disease Management. *Agronomy.* 8:1-24

Ivermectina: bioacumulación y transferencia a través de los estados de desarrollo en *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae)

Camila LORENTE[a*], Leticia MESA[a], Luciana MONTALTO[a,b], María Florencia GUTIÉRREZ[a,c], María Victoria MIRÓ[d], y Adrián LIFSCHITZ[d]

[a] Instituto Nacional de Limnología (INALI, CONICET-UNL), Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Santa Fe, Argentina.
[b] Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC-UNL), Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Santa Fe, Argentina.
[c] Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas - Escuela Superior de Sanidad "Dr. Ramón Carrillo" (FBCB-ESS-UNL), Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Santa Fe, Argentina
[d] Laboratorio de Farmacología, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN), (UNCPBA, CICPBA-CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias (UNCPBA), Tandil, Argentina
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: camila-lorente@live.com.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los objetivos de este estudio fueron (1) evaluar el efecto de ivermectina (IVM), antiparasitario ampliamente usado en ganadería, a través del estiércol de ganado sobre la sobrevivencia y emergencia de *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) y (2) evaluar la acumulación de esta droga en los diferentes estados de desarrollo de este taxón. Se expuso a las larvas de *C. pipiens* a dos concentraciones de IVM (T1: 1000 ng g^{-1} y T2: 500 ng g^{-1}) durante 9 días. A los días 3, 6 y 9 se registró la sobrevivencia y la emergencia de adultos y se tomaron muestras de larvas, pupas, exuvias pupales y adultos para análisis de acumulación de IVM. Estas concentraciones produjeron una reducción en la emergencia de adultos y la sobrevivencia de *C. pipiens* en comparación con los controles y además se observó la acumulación de IVM en todas las muestras analizadas, disminuyendo ésta a lo largo del desarrollo de este taxón (larvas > pupas > adultos). Si bien gran parte de la droga se pierde durante la metamorfosis, siendo eliminada a través de las exuvias pupales durante la muda, este proceso no es suficiente para eliminar la totalidad de la misma, siendo transferida al adulto y pudiendo ingresar al ecosistema terrestre. Estos resultados muestran que la IVM representa un riesgo para los insectos acuáticos y sus depredadores, por lo que resulta necesario continuar los estudios sobre bioacumulación y biomagnificación de esta droga en las tramas tróficas, tanto acuáticas como terrestres.

Palabras Claves: antiparasitarios; bioacumulación; *d*ípteros; estiércol de ganado

1. Introducción

La ivermectina (IVM) es un antiparasitario ampliamente utilizado para el control de parásitos internos y externos del ganado (Mancini *et al.*, 2020). Gran parte de la dosis administrada es eliminada como droga madre a través del estiércol de los animales tratados (Floate, 2007) y puede llegar a los ecosistemas acuáticos por excreción en la zona de ribera o directamente dentro de los cuerpos de agua (Kövecses y Marcogliese, 2005). Su alta afinidad por el sedimento y la materia organica determina su rápida transferencia y permanencia en el ambiente, encontrándose altas concentraciones de la misma en el estiércol luego de seis

meses de la inyecta al ganado (Suárez *et al*., 2003; Krogh *et al*., 2008). Estudios recientes han demostrado que la IVM tiene la capacidad de acumularse en diferentes organismos acuáticos, constituyendo un área prioritaria de estudio en vistas al cuidado de los bienes y servicios que ofrecen estos sistemas (Schweitzer *et al.*, 2010; Mesa *et al.,* 2017, 2020; López *et al.,* en prensa). Los insectos que emergen de los ambientes dulceacuícolas pueden ser importantes vectores de contaminantes y de sus efectos hacia el ecosistema terrestre, debido a su ubicuidad y calidad como presas, ya que constituyen un recurso crítico para los consumidores en múltiples hábitats (Baxter *et al*., 2005). *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) es una especie de mosquito con una amplia distribución caracterizada por estados inmaduros que se desarrollan en el ambiente acuático hasta la emergencia de los adultos, ambos constituyen un recurso trófico tanto para organismos acuáticos como terrestres (Shaalan y Canyon, 2009). Para evaluar la potencial toxicidad y acumulación de IVM a través de los estados de desarrollo en *C. pipiens* y la posible transferencia de esta droga hacia el ecosistema terrestre, se desarrolló un experimento incorporando la IVM en estiércol de ganado. En este sentido, los objetivos de este estudio fueron (1) evaluar el efecto de IVM a través del estiércol de ganado sobre la sobrevivencia y emergencia de *C. pipiens* y (2) evaluar la acumulación de esta droga en los diferentes estados de desarrollo de este taxón. Hipotetizamos que la sobrevivencia y la emergencia de adultos de *C. pipiens* es menor a mayor concentración de IVM y que ésta se acumula en los estados inmaduros y es transferida hacia el estado adulto.

2. Materiales y Métodos

Se colocaron 25 larvas L3 y L4 de *C. pipiens* en un recipiente plástico de 1 L con agua declorinada 24 h antes del inicio de la experiencia para su aclimatación, en condiciones controladas de luz y temperatura (12 h luz:12 h oscuridad y 27 ± 1 °C, respectivamente). La IVM se incorporó a través de 1 g de estiércol de ganado vacuno fresco en cada unidad experimental, siguiendo la metodología de trabajos anteriores (Mesa *et al.,* 2017). Las concentraciones nominales aplicadas fueron 1000 (T1) y 500 ng g^{-1} (T2). Se contó además con un control (C) de estiércol y un control de solvente (CS) de estiércol y etanol. En cada caso se contó con 9 réplicas. A los días 3, 6 y 9 (fin del experimento) se tomaron muestras de *C. pipiens* en trés réplicas de cada uno de los controles y tratamientos. Además, se registró la sobrevivencia y el número de adultos emergidos en cada uno de estos días. La extracción y análisis de IVM se realizó por análisis de HPLC siguiendo la técnica descrita por Lifschitz *et al*. (1999) y Mesa *et al.* (2017). La sobrevivencia y la emergencia de adultos se calcularon en porcentaje como la relación entre el número de sobrevivientes (larvas, pupas y adultos) y el número de adultos en relación con el número inicial de larvas, respectivamente, para cada control y tratamiento en los días 3, 6 y 9. Se compararon los porcentajes de sobrevivencia y

emergencia entre los controles y tratamientos y entre los días de exposición a través de ANOVA de una vía ($p<0.05$), seguido del test post-hoc de Tukey. La acumulación media de IVM en larvas, pupas, exuvias pupales y adultos, entre tratamientos y entre días y estados de desarrollo/exuvias pupales en cada tratamiento fue comparada mediante el test de Mann-Whitney ($p<0.05$). Todos los análisis se realizaron a través del Software R Studio (v 2022.02.1+461).

3. Resultados y Discusión

3.1. Efectos de IVM en *C. pipiens*

La emergencia de adultos y la sobrevivencia de *C. pipiens* a través del experimento en los controles (C y CS) y los tratamientos con IVM (T1 y T2) se muestran en la Figura 1. A partir del día 6 del ensayo, se observaron efectos de la IVM sobre ambas variables en los dos tratamientos en comparación con los controles (ANOVA, $p<0.01$) (Figura 1). Hacia el final del ensayo, la IVM mostró un efecto claro sobre la sobrevivencia y la emergencia de los adultos, disminuyendo ambos parámetros. En contraste con nuestra hipótesis, no se observaron diferencias entre las distintas concentraciones de IVM ensayadas para ninguna de las variables evaluadas (ANOVA, $p>0.05$).

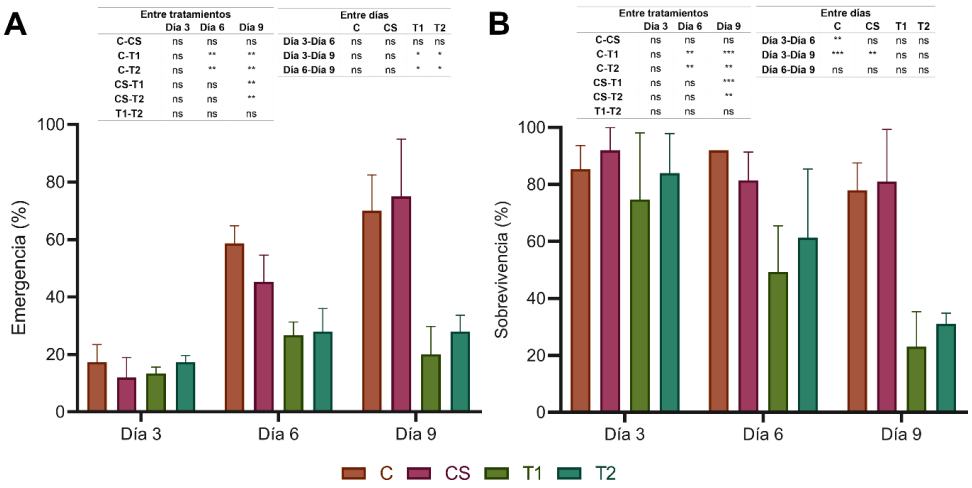


Figura 1. Emergencia (A) y sobrevivencia (B) medias de *C. pipiens* en cada control y tratamiento en los días 3, 6 y 9 de ensayo. En la figura se muestran los resultados del test de ANOVA entre tratamientos y entre días dentro de cada tratamiento.
* = $p<0.05$; ** = $p<0.01$; *** = $p<0.001$; ns = no significativas.

3.2. Acumulación de IVM en *C. pipiens*

C. pipiens tuvo una gran capacidad para acumular IVM a través del estiércol de ganado, con transferencia de la droga a través de los estados de desarrollo. No hubo diferencias significativas en la acumulación de IVM entre T1 y T2 para cada ítem analizado (Mann-Withney, $p>0.05$). La acumulación en larvas se incrementó desde el día 3 al día 6 (72.3 y 274.6 ng g^{-1}) y luego disminuyó hacia el día 9 (46.5 ng g^{-1}) con diferencias significativas entre días (Mann-Whitney, $p<0.01$; Figura 2A). Esta disminución en la acumulación desde el día 6 al 9 sugiere que podría estar ocurriendo un proceso de detoxificación, probablemente como

resultado de la acción de enzimas detoxificantes, como han sugerido otros autores en relación a la resistencia a insecticidas de algunas larvas de mosquitos (Alves *et al.,* 2011). En relación al estado de pupa, la acumulación de IVM en los días 3 y 6 fue similar (49.5 y 34.7 ng g^{-1}) y se incrementó hacia el día 9 (113.8 ng g^{-1}), pero no se observaron diferencias significativas entre días (Mann-Whitney, $p>0.05$). Como se observa en la Figura 2A, la concentración de IVM en exuvias pupales mostró la misma tendencia. En los días 3 y 6 la acumulación de IVM fue de 52 y 49.9 ng g^{-1}, respectivamente, y alcanzó un pico en el día 9 (194.6 ng g^{-1}). Lo mismo ocurrió con los adultos. En los días 3 y 6 la acumulación fue similar (14.9 y 14.7 ng g^{-1}) y se incrementó hacia el final del ensayo (42.4 ng g^{-1}). Una alta concentración de IVM fue detectada en las exuvias pupales, dando indicios de que de esta manera los organismos estarían eliminando gran parte de la droga a través del proceso de muda. Sin embargo, este proceso no es suficiente para eliminar la totalidad de la droga, transfiriéndose a los adultos y pudiendo ingresar de esta manera al ecosistema terrestre.

Como se observa en la Figura 2B, la acumulación de IVM disminuyó a lo largo del desarrollo de *C. pipiens*. La acumulación en pupas corresponde al 58% de lo que acumularon las larvas. En adultos, el porcentaje de acumulación con respecto a las larvas disminuye al 17% (Mann-Whitney, $p<0.001$). Este valor fue significativo también entre adultos y pupas, con una diferencia de acumulación del 40% (Mann-Whitney, $p<0.01$).

La IVM podría alterar tanto la cantidad como la calidad de las presas para los depredadores terrestres. Esta droga podría tener fuertes efectos sobre la densidad de los adultos debido al estrés fisiológico y metabólico de la metamorfosis tras el desarrollo de las larvas en un ambiente contaminado. Debido a que esta droga se pierde en un alto porcentaje durante la metamorfosis, su impacto principal sobre las redes tróficas se produciría a través de la reducción en la cantidad de presas, a lo que se suma la transferencia directa de contaminantes. En este sentido, *C. pipiens* podría actuar como vector de IVM hacia las redes tróficas terrestres.

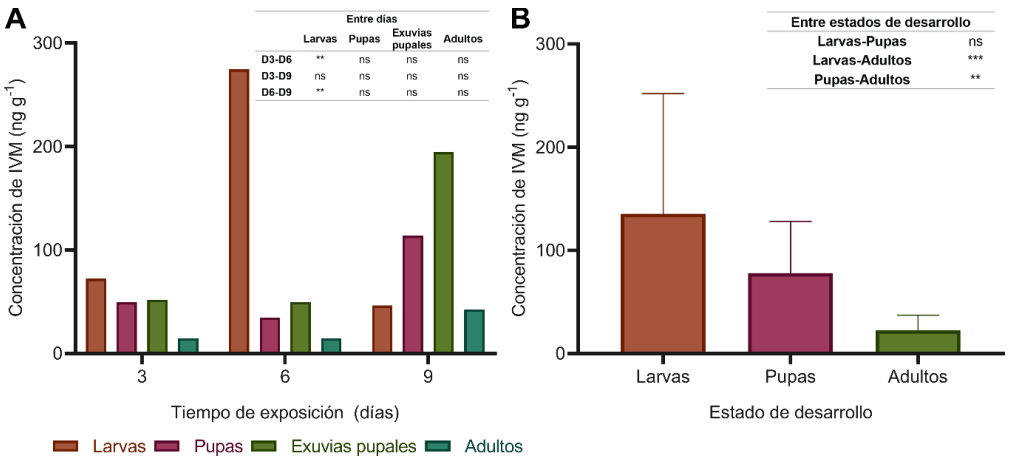


Figura 2. Concentración media de IVM en larvas, pupas, exuvias pupales y adultos de *C. pipiens* en los días 3, 6 y 9 de ensayo (A) y concentración media acumulada de IVM en cada estado de desarrollo

a lo largo del ensayo (B). En la figura se muestran los resultados del test de Mann-Whitney entre días en cada item analizado (A) y entre estados de desarrollo (B). ** = p<0.01; *** = p<0.001; ns = no significativas.

4. Conclusiones

Los resultados de este trabajo muestran que la IVM representa un riesgo para los insectos acuáticos y debe ser considerada un contaminante de alta preocupación debido a su potencial para afectar la sobrevivencia y emergencia de insectos. La bioacumulación y biomagnificación de IVM en las tramas tróficas, tanto acuáticas como terrestres, requieren un mayor estudio, sin embargo, la acumulación de IVM observada en *C. pipiens* es alarmante debido a que estos insectos constituyen un recurso trófico para diversas especies de ambientes acuáticos (ej. invertebrados, peces y anfibios) y terrestres (ej. aves, murciélagos, reptiles y arácnidos).

Referencias bibliográficas

Alves SN, Tibúrcio JD, de Melo AL. 2011. Suscetibilidade de larvas de *Culex quinquefasciatus* a diferentes inseticidas. *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. 44(4): 486–489

Baxter CV, Fausch KD, Saunders WC. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*. 50(2): 201–220

Floate KD. 2007. Endectocide residues affect insect attraction to dung from treated cattle: implications for toxicity tests. *Medical and Veterinary Entomology*. 21(4): 312–322

Kövecses J, Marcogliese DJ. 2005. Avermectines: potential environmental risks and impacts on freshwater ecosystems in Quebec. Reporte técnico y científico ST-233E. Environment Canada. St. Lawrence Centre. Quebec Region. 62 págs

Krogh KA, Søeborg T, Brodin B, Halling-Sørensen B. 2008. Sorption and Mobility of Ivermectin in Different Soils. *Journal of Environmental Quality*. 37(6): 2202–2211

López J, Ghirardi R, Gutiérrez MF, Antoniazzi CE, Lifschitz A, Mesa LM. In press. Tadpoles Select Ivermectin Free Substrates. The South American Journal of Herpetology.

Lifschitz A, Virkel G, Pis A, Imperiale F, Sanchez S, Alvarez L, Kujanek R, Lanusse C. 1999. Ivermectin disposition kinetics after subcutaneous and intramuscular administration of an oil-based formulation to cattle. *Veterinary Parasitology.* 86(3): 203–215

Mancini L, Lacchetti I, Chiudioni F, Cristiano W, di Domenico K, Marcheggiani S, Carere M, Bindi L, Borrello S. 2020. Need for a sustainable use of medicinal products: Environmental impacts of ivermectin. *Annali Dell'Istituto Superiore Di Sanita.* 56(4): 492–496

Mesa LM, Gutiérrez MF, Montalto L, Perez V, Lifschitz A. 2020. Concentration and environmental fate of ivermectin in floodplain wetlands: An ecosystem approach. *Science of The Total Environment*. 706: 135692

Mesa LM, Lindt I, Negro L, Gutierrez MF, Mayora G, Montalto L, Ballent M, Lifschitz A. 2017. Aquatic toxicity of ivermectin in cattle dung assessed using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 144: 422–429

Schweitzer N, Fink G, Ternes TA, Duis K. 2010. Effects of ivermectin-spiked cattle dung on a water-sediment system with the aquatic invertebrates *Daphnia magna* and *Chironomus riparius*. *Aquatic Toxicology*. 97(4): 304–313

Shaalan EAS, Canyon DV. 2009. Aquatic insect predators and mosquito control. *Tropical Biomedine*. 26(3): 223–261

Suárez VH, Lifschitz AL, Sallovitz JM, Lanusse CE. 2003. Effects of ivermectin and doramectin faecal residues on the invertebrate colonization of cattle dung. *Journal of Applied Entomology*. 127(8): 481–488

Evaluación daño oxidativo inducido por pesticidas en el poecílido *Cnesterodon decemmaculatus*

Celeste RUIZ DE ARCAUTE[a*], Milagros LABORDE[b], Marcelo L. LARRAMENDY y Sonia SOLONESKI

[a] Cátedra de Citología, Universidad Nacional de La Plata
[*] Correspondencia a los autores, E-mail: cruizdearcaute@fcnym.unlp.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Imidacloprid (IMI), dicamba (DIC) y el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), son pesticidas ampliamente utilizados en nuestro país. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estrés oxidativo inducido por los formulados comerciales Punto 35® (Gleba S.A., 35% IMI), Banvel® (Syngenta S.A., 57.7% DIC) y DMA® (Dow Agrosciences Argentina, 58.4% 2,4-D) en individuos adultos del pez *C. decemmaculatus* luego de una exposición aguda de 96h. Con el fin de analizar la posible respuesta antioxidante inducida por estos compuestos se empleó el biomarcador enzimático catalasa (CAT) y el no enzimático glutatión (GSH). Los individuos fueron expuestos durante 96h a una concentraciones de 0.35 mg/L IMI, 410 mg/L DIC y 252 mg/L 2,4-D. Luego de la exposición, se tomaron 10 individuos por concentración para la medición de CAT y GSH. Como control negativo se empleó agua declorinada. La actividad de CAT aumentó significativamente luego de la exposición a IMI, DIC y 2,4-D mientras que la actividad de GSH no varió con respecto al grupo control para IMI y DIC, mientras que disminuyó para el herbicida auxínico 2,4-D. Estos resultados demuestran la capacidad de estos formulados comerciales de generar alteraciones en el balance oxidativo enzimático en las dosis empleadas sobre el pez neotropical *C. decemmaculatus.*

Palabras clave: biomarcadores enzimáticos y no enzimáticos; herbicidas auxínicos; neonicotinoides; peces

1. Introducción

Es ampliamente conocido que el uso indiscriminado de plaguicidas inflige numerosas consecuencias negativas para el medio ambiente y para los seres vivos tales como el aumento de resistencia de patógenos y pestes, la reducción de la biodiversidad del suelo, la disminución de las poblaciones de especies favorables a los cultivos por destrucción de sus hábitats, entre otros efectos adversos (Duhan *et al.*, 2017). De esta manera, se ven afectadas no sólo las especies blanco para las cuales fueron diseñadas en primera instancia, sino también organismos no blanco tales como la biota acuática, incluyendo desde microorganismos hasta plantas y mamíferos al igual que numerosos organismos terrestres (Meffe y de Bustamante, 2014). Este problema, en países subdesarrollados como Argentina, se ve agravado por la falta de controles por parte del estado que regulen la aplicación, manejo y el tratamiento de los agroquímicos al igual que de los residuos generados de dichas actividades. Así, resulta prácticamente imposible que las especies animales y vegetales no se encuentren expuestas directa o indirectamente en algún momento de su ciclo de vida a

diferentes tipos de agroquímicos, los cuales representan un problema a nivel ecológico y de salud pública, por su persistencia, bioacumulación y toxicidad.

Imidacloprid (IMI) es un insecticida neonicotinoide residual empleado en cultivos hortícolas, ornamentales, así como para el tratamiento de semillas, ganado y diferentes tipos de mascotas. Dicamba (DIC) y el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) son dos herbicidas auxínicos que actúan imitando la acción de las hormonas naturales auxinas, siendo el ácido índoleacético (AIA) la forma predominante de las mismas. Estos herbicidas a bajas concentraciones, estimulan la división y el crecimiento celular, promoviendo de este modo el rápido crecimiento de tallos, pecíolos y hojas. Opuestamente, a concentraciones elevadas funcionan como herbicidas, en otras palabras, inhibiendo el crecimiento de las hojas.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estrés oxidativo inducido por tres pesticidas ampliamente utilizados tanto en Argentina como en el agro mundial, el insecticida imidacloprid en la formulación comercial Punto 35® y dos herbicidas auxínicos, el dicamba (DIC) y el ácido 2,4-diclorofenoxiacético contenidos en las formulaciones nacionales Banvel® (57.7% DIC) y DMA® (58.4% 2,4-D), respectivamente, mediante la detección de variaciones en los niveles de catalasa (CAT) y glutatión (GSH) en *C. decemmaculatus*

2. Materiales y Métodos

2.1. Formulados comerciales empleados

En el presente trabajo se utilizaron formulados registrados de acuerdo a SENASA (2020). Punto 35® (35% imidacloprid, CAS 138261-41-3) fue adquirido en la empresa Gleba S.A. (Buenos Aires, Argentina), Banvel® (57.7% DIC, CAS 1918-00-9) fue provisto por la empresa Syngenta Agro S.A. (Buenos Aires, Argentina) y DMA® (58.4% 2,4-D, CAS 2008-39-1) fue proporcionado por la empresa Dow Agrosciences Argentina (Buenos Aires, Argentina).

2.2. Ensayo experimental

Se expusieron 10 especímenes adultos elegidos al azar en contenedores de 1 L. Para IMI, la concentración evaluada fue la equivalente al 1% de la $CL50_{96h}$, (0.35 mg/L), mientras que en el caso de DIC y 2,4-D, las concentraciones utilizadas fueron equivalentes al 25% de la $CL50_{96h}$, siendo las mismas 410 y 252 mg/L para DIC y 2,4-D, respectivamente. En simultáneo con la exposición a los pesticidas, se utilizó como control negativo agua de red declorinada.

Luego del tratamiento de 96 h, los individuos se anestesiaron por inmersión en agua helada a 2-4 ºC (Ackerman *et al.*, 2005). La sección media de los especímenes (correspondiente a los tejidos viscerales) fue conservada en nitrógeno líquido (-195.8 °C) hasta el momento de su procesamiento. Luego, los tejidos fueron descongelados y pesados y se procedió a realizar un homogenato con un buffer de homogeneización post mitocondrial (BHPM) conteniendo NaH_2PO_4 (0.1 M), KCl (0.15 M), EDTA (1mM), DTT (1 mM) y 10% v/v glicerol, a pH 8. Para ello se utilizó un homogeneizador vidrio/teflón en frío a 3000 rpm. A continuación, se procedió a centrifugar el homogenato a 10000 x g durante 10 min a 4 °C para obtener la fracción

sobrenadante, la cual fue alicuotada y conservada a -80 °C. Posteriormente, las muestras fueron descongeladas y se analizo Catalasa (CAT), glutatión (GSH) y el contenido de proteínas en tejido (PT) según la metodología detallada en Ruiz de Arcaute *et al.* (2018).

3. Resultados y Discusión

Los resultados del estrés oxidativo en *C. decemmaculatus* expuestos a 0.35, 410 y 252 mg/L de IMI, DIC y 2,4-D, contenidos en sus formulaciones comerciales Punto 35®, Banvel® y DMA®, respectivamente, se encuentran detallados en la Tabla I. Los valores promedio de la actividad de CAT registrados para el control negativo fueron de 13.52 ± 2.96 µmol H_2O_2 hidrolizado/min mg proteína (P > 0.05). La actividad de la enzima CAT aumentó significativamente en los individuos expuestos tanto a IMI, DIC y 2,4-D (P < 0.001 Tabla I). La actividad promedio de GSH para los controles fue 2.60 ± 0.16 µmol/g peso húmedo. En peces expuestos a IMI y DIC, la concentración de GSH no varió cuando se comparó con el control negativo (P> 0.05, Tabla I). Al analizar la actividad de GSH en peces expuestos a 2,4-D se observó una disminución en la actividad de GSH con respecto a valores control (P < 0.01: Tabla I).

Químicos	Biomarcadores (Media ± EE)[a]		
	Pr	CAT	GSH
Control negativo	115.58 ± 16.18	13.52 ± 2.96	2.60 ± 0.16
IMI	45.23 ± 9.27***	60.79 ± 11.29***	2.74 ± 0.56
DIC	81.02 ± 7.85*	30.08 ± 3.82***	2.06 ± 0.25
2,4-D	57.18 ± 4.81***	41.55 ± 6.57***	1.04 ± 0.03**

Tabla I. Análisis de biomarcadores en células de *Cnesterodon decemmaculatus* expuestas a imidacloprid, dicamba y 2,4-D en sus formulados comerciales Punto 35®, Banvel® y DMA. [a]Biomarcadores: Pr: contenido de proteínas expresado como mg g/mH; CAT: catalasa como µmol H_2O_2 consumidos/min mg proteína; GSH: contenido de glutatión como tioles ácidos solubles µmol/ g mH. *, P < 0.05; **, P < 0.01; ***, P < 0.001; diferencias significativas con el grupo control.

El aumento de la actividad de CAT durante el proceso de desintoxicación podría estar asociado a un aumento en los niveles de peróxido de hidrógeno, lo que indica una adaptación frente a la presencia de hidroperóxidos lipídicos. Resultados similares fueron observaros en peces expuestos a IMI, DIC y 2,4-D, como *Danio rerio* (Luo *et al.,* 2021), *Oreochromis niloticus* (El-Garawani *et al.,* 2021), *Australoheros facetus* (Iturburu *et al.,* 2018a), entre otros. En contraste, para IMI y DIC, no se observó variación en la actividad del antioxidante GSH. Resultados similares fueron observados en *Prochilodus lineatus* (Delfino Vieira *et al*., 2018). Por otro lado, luego de 96 h de exposición a 2,4-D sí se observó una disminución en la actividad de GSH, de manera similar a lo observado en los peces *Hypomesus transpacificus*

expuesto a fluroclorídona y a glifosato (Jin *et al.,* 2018) así como a *Oncorhynchus mykiss* expuesto a linuron (Topal *et al.,* 2017), entre otros. Por último, se observó una disminución en el contenido total de proteínas, indicando que estos pesticidas causan alteraciones en el metabolismo de estas macromoléculas en los individuos expuestos. La disminución del contenido de proteínas en distintos tejidos en órganos como el hígado, los riñones, el cerebro y las branquias de peces expuestos a distintos xenobióticos se encuentra bien documentando en la bibliografía (Naqvi *et al.*, 2017). La disminución de los niveles de proteínas podría estar dado por una respuesta fisiológica del organismo para compensar el estrés inducido por el xenobiótico, generando un aumento en la actividad proteolítica y/o una reducción en la síntesis de proteínas (Naqvi *et al.,* 2017). Adicionalmente se ha sugerido que la exposición a ciertos xenobióticos podría producir un desbalance hormonal que afecta los niveles de contenido proteico en los tejidos, o daño en el ADN que conduciría a necrosis celular y a una alteración de la actividad de las enzimas (Naqvi *et al.,* 2017).

4. Conclusiones

Desde hace varias décadas se han reportado numerosas investigaciones demostrando que los excipientes presentes en las formulaciones comerciales tienen la habilidad de inducir toxicidad y daño celular por sí mismos, en adición a los efectos inherentes al p.a. (Nikoloff *et al.*, 2014). Por lo tanto, las evaluaciones de riesgo sobre la biota también deben considerar los efectos inducidos por estos excipientes. Desafortunadamente, la identidad de los compuestos presentes en los formulados comerciales Punto 35®, Banvel® y DMA® no son informados por los fabricantes, ya que, se encuentran protegidos por ley y son considerados secreto comercial. Estos resultados demuestran la capacidad de estos compuestos ampliamente usados en nuestro país de generar alteraciones en el balance oxidativo enzimático en las dosis empleadas, sobre el pez neotropical *C. decemmaculatus*. Por lo expuesto anteriormente, resulta de importancia vital, en adición a la determinación de los efectos inducidos por los p.a., la evaluación de los efectos deletéreos de las formulaciones de plaguicidas tal cual son comercializadas y empleadas tanto en la agricultura a gran escala como en zonas urbanas o peri-urbanas, ya que, en definitiva, son a las que están expuestas los organismos en el medio ambiente, incluyendo los seres humanos.

Referencias bibliográficas

Ackerman PA, Morgan JD y Iwama GK. 2005. Anesthetics. In: Canadian Council on Animal Care (Ed.), The Care and use of Fish in Research, Teaching and Testing. Canadian Council on Animal Care, Ottawa, CA. 53-54.

Delfino Vieira CE, Pérez MR, Acayaba RD, Montagner Raimundo CC, Bueno dos Reis Martinez C. 2018. DNA damage and oxidative stress induced by imidacloprid exposure in different tissues of the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Chemosphere* 195:125-134.

Duhan KS, Kumar R, Kumar N, Kaur P, Nehra K y Surekha. 2017. Nanotechnology: The new perspective in precision agriculture. *Biotechnology Reports* 24. 11-23.

Iturburu FG, Simoniello MF, Medici S, Panzeri AM, Menone ML. 2018. Imidacloprid causes DNA damage in fish: Clastogenesis as a mechanism of genotoxicity. Bulletin of *Environmental Contamination and Toxicity* 100:760-764.

Jin J, Kurobe T, Ramírez-Duarte WF, Bolotaolo MB, Lam CH, Pandey PK, Hung TC, Stillway ME, Zweig L, Caudill J, Lin L y Teh SJ. 2018. Sub-lethal effects of herbicides penoxsulam, imazamox, fluridone and glyphosate on Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*). *Aquatic Toxicology* 197:79-88.

Lowry OH, Rosebrough NJ, Farr AL y Randal RJ. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry* 193:265-275.

Luo T, Wang X, Jin Y. 2021. Low concentrations of imidacloprid exposure induced gut toxicity in adult zebrafish (*Danio rerio*). *Comparative Biochemistry and Phisiology Part C: Toxicology and Pharmacology* 241.

Meffe R y de Bustamante I. 2014. Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy. *Science of the Total Environment* 481:280-295.

Naqvi G, Shoaib N y Ali AM. 2017. Pesticides impact on protein fish (*Oreochromis mossambicus*) tissues. *Indian Journal of Geo Marine Sciences* 49:1864-1868.

Nikoloff N, Larramendy ML y Soloneski S. 2014. Comparative evaluation of the *in vitro* micronucleus and comet assay for evaluation of fluorochloridone-induced genotoxicity. *Environmental Toxicology* 29:884-892.

Ruiz de Arcaute C, Ossana N A, Pérez-Iglesias JM, Soloneski S y Larramendy ML. 2019. Auxinic herbicides induce oxidative stress on Cnesterodon decemmaculatus (Pisces: Poeciliidae). *Environmental Science and Pollution Research* 26:20485-20498.

SENASA 2020. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria.www.senasa.gov.ar/informacion/prod-vet-fito-y-fertilizantes/prod-fitosanitarios-y-fertili/registro-nacional-de-terapeutica-vegetal.

Topal A, Alak G, Altun S, Erol HS y Atamanalp M. 2017. Evaluation of 8-hydroxy-2-deoxyguanosine and NFkB activation, oxidative stress response, acetylcholinesterase activity, and histopathological changes in rainbow trout brain exposed to linuron. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 49:14-20.

Colonización del ensamble de diatomeas en arroyos agrícolas de la llanura pampeana

Micaela Ailén MUJICA[a*], Joaquín COCHERO[a] y María Mercedes NICOLOSI GELIS[a]

[a] Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", CONICET-UNLP, Buenos Aires
[**]Correspondencia a los autores, E-mail: micaelamujica@ilpla.edu.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Las diatomeas bentónicas se ven afectadas en sus características funcionales y estructurales por los diversos productos agroquímicos provenientes de las prácticas agrícolas y suelen considerarse indicadores sensibles de contaminación. El objetivo de esta investigación fue estudiar la variación de estos parámetros en dichas comunidades expuestas a diferentes niveles de impacto agrícola durante el periodo de colonización. Se realizó un experimento en la cuenca del arroyo el Pescado, donde se seleccionaron dos sitios con niveles de alto y bajo impacto agrícola. Se siguió el proceso de colonización sobre sustratos artificiales por parte de las diatomeas durante 75 días. Se midieron parámetros físicoquímicos y pesticidas del sitio y las variables biológicas del ensamble. Los resultados muestran un aumento de la diversidad y la riqueza durante el proceso de colonización. El gremio móvil dominó los ensambles, mientras que el gremio de bajo perfil fue más abundante en el arroyo más impactado. El IDP, el índice de diversidad y la proporción de alteraciones nucleares reflejaron la calidad del agua en los sitios.

Palabras clave: gremios; índice de diatomeas pampeano; diversidad; anormalidades celulares; agroquímicos

1. Introducción

La contaminación por plaguicidas de los ríos en las regiones agrícolas es un tema de preocupación mundial (Wood *et al*., 2019). Durante las últimas décadas, se han intensificado las prácticas agrícolas en la región del Cinturón Hortícola Platense (CHP) ubicado en la ciudad de La Plata, con un notable incremento de la producción de hortalizas en invernaderos (Merchán, 2016). El CHP ocupa unas 5000 ha, de las cuales 3000 ha son invernaderos (Mac Loughlin *et al*., 2017); informes recientes indican que en estos cultivos se aplican hasta 168 ingredientes activos de plaguicidas (Sarandón *et al*., 2015), y se han detectado la presencia de varios plaguicidas en muestras de suelo, agua y sedimentos de arroyos que atraviesan la región (Ronco *et al*., 2007).

Entre los organismos que se ven afectados por estos diversos productos agroquímicos,se encuentran las diatomeas bentónicas, cuyo crecimiento y fisiología, así como la estructura y funcionamiento de los ensambles (Tlili *et al*., 2008), son sensibles a la calidad del agua.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la variación en la estructura y función del ensamble de diatomeas cuando son expuestos a diferentes niveles de impacto agrícola. Para eso, se realizó un experimento de colonización durante 75 días en ríos de la cuenca del Pescado (La

Plata, Buenos Aires). Hipotetizamos que el sitio con un mayor impacto agrícola, presentarían peores valores de índices bióticos, un menor desarrollo de la biomasa (medido como clorofila-*a*), y una mayor proporción de anormalidades nucleares y en sus frústulos. También, que se producirían cambios en los rasgos funcionales del ensamble, principalmente un aumento de la abundancia de las diatomeas más pequeñas y de las pertenecientes a los gremios de bajo perfil y móviles, en detrimento del gremio de alto perfil

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio y diseño experimental

Se seleccionaron dos sitios en dos arroyos, uno de ellos expuesto a bajo impacto agrícola (BIA) (35°3'14.95" S; 57°58'37.92" O), y el segundo expuesto a alto impacto agrícola (AIA) (35°1'32.10"S; 57°59'41.30" O). El grado de impacto se definió *a priori* en base a estudios del uso del suelo y a estudios que muestran una alta concentración de pesticidas en los sitios AIA (Solís *et al*., 2017), y fueron confirmados para el presente estudio. En cada sitio se colocaron ladrillos con 60 sustratos artificiales de vidrios esmerilados de 5 cm^2 cada uno. Las muestras fueron colectadas a distintos tiempos desde el comienzo de la colonización: 0.5 h (T0), 3 h (T1), 48 h (T2), 168 h (T3; 1 semana), 336 h (T4; 2 semanas), 30 días (T5), 45 días (T6), 60 días (T7) y 75 días (T8). Para cada variable se colectaron 3 réplicas, compuestas por tres sustratos cada una. Las diferencias entre datos fisicoquímicos de los sitios y los cambios en las variables del ensamble de diatomeas fueron comparados mediante Análisis de Varianza (ANOVA), considerando los factores tiempo (T0 a T8) y los sitios (AIA y BIA). Todos los análisis fueron realizados con R en RStudio.

2.2. Parámetros fisicoquímicos y pesticidas

En cada sitio y fecha de muestreo se midieron por triplicado: oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, pH, turbidez y sólidos totales suspendidos con un sensor multiparamétrico (Horiba U50). Además se recolectaron muestras de agua (500 ml) en todos los tiempos para análisis de nutrientes (amonio, nitritos, nitratos, fósforo reactivo soluble) utilizando métodos estandarizados (APHA, 2012).

Se colectaron tres muestras de sedimento de cada sitio para analizar los agroquímicos reportados con mayor frecuencia en los sedimentos de los arroyos dentro del área de estudio (Hunt *et al*., 2016), siguiendo el protocolo de US EPA (2012) #525.3, #8081-AECD y #9270-GCMS.

2.3. Variables biológicas

En cada sustrato artificial se midió clorofila-*a* (Strickland y Parsons, 1968), se determinó la composición de diatomeas (Stevenson y Bahls, 1999), que fueron clasificadas por gremio (Rimet y Bouchez, 2012), y por clases de tamaño (Rimet y Bouchez, 2012), y se calcularon índices bióticos como el Índice de Diatomeas Pampeano (Gómez y Licursi, 2001)

SPEAR$_{herbicide}$ (Wood *et al*., 2019) e índices ecológicos (riqueza, diversidad de Shannon). También fue contabilizado el porcentaje de anormalidades morfológicas en los frústulos, y de anormalidades nucleares (Nicolosi Gelis *et al*., 2020b).

3. Resultados y Discusión

En el sitio BIA hubo mayores valores de conductividad, turbidez, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y nitritos ($p<0.05$). Esto es consistente con la mayor escorrentía en el sitio BIA, mientras que en el sitio AIA los invernaderos producen un menor aporte del ecosistema terrestre (Andrade *et al*., 2021). En el sedimento del sitio AIA se encontró una concentración media de 111.3 ng g^{-1} de endosulfán I, junto con endosulfan II (1.66 ng g^{-1}), y endosulfán sulfato (83 ng g^{-1}). En el sitio BIA, se midió una baja concentración de endosulfán I, cuatro veces menor que en el sitio AIA ($p< 0.05$). Estudios anteriores en los mismos sitios han detectado estos plaguicidas en concentraciones similares, siendo más altas en el sitio más impactado en relación al sitio menos impactado (Solís *et al*., 2018).

Desarrollo del biofilm y ensamble de diatomeas

Se identificaron un total de 148 especies en el sitio BIA, y 130 en el AIA. La *diversidad* y la *riqueza específica* fueron altas al principio de la colonización (T0-T5), luego decrecieron hasta T6 y se mantuvieron invariables. La *biomasa algal,* medida como concentración de clorofila-*a*, fue de 0.91 (±0.58) µg cm^2 y 1.30 (±1.02) µg cm^2 en AIA y BIA respectivamente, con valores mayores en BIA sólo en T3 y T4 ($p<0.05$). Con respecto a los índices bióticos, el *IDP* fue más bajo en BIA (2.87 ±0.1) en comparación con AIA (3.19 ±0.1), mientras que el *índice SPEAR$_{herbicide}$* fue inferior al 15% en todas las muestras y fue calculado utilizando el 57% de las especies presentes. Se mantuvo similar durante el primer periodo de colonización (T0-T4), pero a partir de T5 su valor fue mayor en AIA ($p<0.05$), indicando una mayor proporción de diatomeas sensibles a los herbicidas. El índice también respondió a las diferencias entre sitios, pero solo luego del mes de colonización.Las diatomeas de bajo perfil y móviles dominan el ensamble en presencia de agroquímicos, como herbicidas y fungicidas (Roubeix *et al*., 2012). El *gremio móvil* dominó el ensamble en ambos tratamientos representando desde el 66.9% al 89.8% del total de abundancia, y su representación en el ensamble fue mayor en BIA. El gremio de *bajo perfil* en ambos sitios se mantuvo similar durante los tiempos de muestreo iniciales (T0-T4), pero a partir de T5, su proporción fue mayor en AIA. Las diatomeas de *alto perfil* se han visto afectadas negativamente por estos compuestos (Ricart *et al*., 2010), aunque esto no se observó en nuestro estudio, sólo disminuyó después de T5 en ambos sitios. Esto podría explicarse por la dominancia de especies tolerantes a pesticidas (Roubeix *et al*., 2010). Las especies de tamaño pequeño usualmente proliferan bajo condiciones de estrés (Morin *et al*., 2009), mientras que las especies de tamaños intermedios dominaron el

proceso de colonización, coincidiendo con estudios previos de la región (Nicolosi Gelis *et al*., 2020c).

La *clase de tamaño* más representativa en todos los tratamientos fue la clase de tamaño 3 (33.6 al 67.6% del total), siendo mayor en AIA. El porcentaje perteneciente a la clase de tamaño 1 fue más alto en AIA de T5 a T8, mientras que la clase de tamaño 2 fue más abundante en BIA entre T0 y T3 para luego incrementar en AIA entre T6 y T8. La clase 4 sólo fue mayor en BIA en T2 y T4, mientras que la clase 5 tuvo mayor representación al inicio de la colonización independientemente del sitio.

Con respecto a las *anormalidades morfológicas,* se encontró una mayor rotura de la membrana nuclear en AIA (34.42 ±6.26%) respecto a BIA (11.08 ±0.72%), y una mayor proporción de núcleos con localización anormal (AIA 7.9 ±3.12%; BIA 3.59 ±0.61%). En ríos, el porcentaje de frústulos deformados puede oscilar entre el 0,32 y el 1,5% (Roubeix *et al*., 2011), coincidiendo con los valores medidos en este experimento, aunque no hubo diferencias significativas entre sitios. Nuestros resultados coinciden con estudios anteriores en el área (Nicolosi Gelis *et al.*, 2020a) siendo ambas anomalías mayores en el sitio más impactado.

4. Conclusiones

Los diferentes niveles de impacto agrícola afectaron algunas características funcionales y estructurales del ensamble de diatomeas. La mayor diversidad y riqueza de especies se dieron durante la colonización inicial, mientras que el IDP expuso las diferencias en la calidad del agua entre los arroyos estudiados.

A pesar de que los ensambles estaban dominados por especies del gremio móvil, el gremio de bajo perfil fue más abundante en el arroyo más impactado a partir de T5. Por otro lado, las variaciones en la proporción de clases de tamaño no produjeron una tendencia consistente que representara los cambios en la calidad ambiental. Finalmente, y al contrario de la proporción de frústulos deformados, la proporción de alteraciones nucleares fue lo suficientemente sensible como para mostrar las diferencias en la calidad del agua entre los sitios.

Referencias bibliográficas

Andrade VS, Gutierrez MF, Regaldo L, Paira AR, Repetti MR, Gagneten AM. 2021. Influence of rainfall and seasonal crop practices on nutrient and pesticide runoff from soybean dominated agricultural areas in Pampean streams, Argentina. *Science of The Total Environment, 788, 147676*

APHA, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, USA. 541pp.

Gómez N y Licursi M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology.* 352: 173-181.

Hunt L, Bonetto C, Resh VH, Buss DF, Fanelli S, Marrochi N, Lydy MJ. (2016). Insecticide concentrations in stream sediments of soy production regions of South America. *Science of the Total Environment*. 547, 114-124.

Mac Loughlin T.M, Peluso L, Marino D.J. 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural

area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*. 598: 572-580.

Merchán A.G. 2016. Valorización de la tierra en el Cinturón Hortícola Platense. Tesis Doctoral., Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, 182 págs.

Morin S, Bottin M, Mazzella N, Macary F, Delmas F, Winterton P, Coste M. 2009. Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology*. 94: 28-39.

Nicolosi Gelis M.M, Cochero J, Donadelli J, Gómez N. 2020a. Exploring the use of nuclear alterations, motility and ecological guilds in epipelic diatoms as biomonitoring tools for water quality improvement in urban impacted lowland streams. *Ecological Indicators.* 110: 105951.

Nicolosi Gelis M.M, Mujica M.A, Pecile A, Donadelli J, Simonetti M, Gómez N, Cochero J. 2020b. Diatom motility and nuclear alterations are affected by sediment elutriates of agricultural streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 205: 111322.

Nicolosi Gelis M.M, Cochero J, Sathicq M.B, Gómez N. 2020c. Effect of pollution on early diatom colonization on artificial substrata in urban lowland streams. *Marine and Freshwater Research.* 72(3): 365-375.

Ricart M, Guasch H, Barceló D, Brix R, Conceição M.H, Geiszinger A, Sabater S. 2010. Primary and complex stressors in polluted mediterranean rivers: Pesticide effects on biological communities. *Journal of Hydrology.* 3831-2, 52–61.

Rimet F y Bouchez A. 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems.* 406, 01

Ronco A, Camilión C, Manassero M. 2007. Metal occurrence and textural-compositional properties in bottom sediments from right margin tributaries of the lower del Plata basin. Latin American journal of sedimentology and basin analysis. 14(1): 43–51.

Roubeix V, Mazzella N, Delmas F, Coste M. 2010. In situ evaluation of herbicide effects on the composition of river periphytic diatom communities in a region of intensive agriculture. Atmusephere: *The International Online Museum Journal* 60(2):233-241.

Roubeix V, Mazzella N, Schouler L, Fauvelle V, Morin S, Coste M, Margoum C. 2011. Variations of periphytic diatom sensitivity to the herbicide diuron and relation to species distribution in a contamination gradient: implications for biomonitoring. *Journal of Environmental Monitoring*. 13(6): 1768-1774.

Roubeix V, Fauvelle V, Tison-Rosebery J, Mazzella N, Coste M, Delmas F. 2012. Assessing the impact of chloroacetanilide herbicides and their metabolites on periphyton in the Leyre River (SW France) via short term growth inhibition tests on autochthonous diatoms. *Journal of Environmental Monitoring.* 14: 1655-1663.

Sarandón S, Flores C, Abbona E, Lermanó M.J, Blandi M.L, Oyhamburu M.P.M, 2015. Relevamiento de la utilización de Agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Mapa de Situación e incidencias sobre la salud. Informe Defensoría: Uso de Agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. 533pp

Solis M, Mugni H, Fanelli S, Bonetto C, 2017. Effect of agrochemicals on macroinvertebrate assemblages in Pampasic streams, Buenos Aires. *Environmental Earth Sciences*. 76: 180.

Solis M, Bonetto C, Marrochi N, Paracampo A, Mugni H, 2018. Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. *Ecotoxicology and environmental safety*. 148, 11-16.

Stevenson BRJ y Bahls LL. 1999. Periphyton protocols. In Barbour, MT, Gerritsen J, Snyder, BD, Stribling, JB [Eds] EPA Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2nd edn., *US Environmental Protection Agency*: Washington, DC, USA, pp. 1–23.

Strickland JDH y Parsons TR. 1968. A practical handbook of seawater analysis. Pigment analysis. *Journal of Fisheries Research.* 167.

Tlili, A, Dorigo U, Montuelle B, Margoum C, Carluer N, Gouy V, Bouchez A, Berard A. 2008. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology.* 87: 252–263.

Wood RJ, Mitrovic SM, Lim RP, Warne MSJ, Dunlop J, Kefford BJ. 2019. Benthic diatoms as indicators of herbicide toxicity in rivers–A new SPEcies At Risk index. *Ecological Indicators.* 99: 203-213.

Cuantificación y clasificación de microplásticos en aguas de la Cuenca Matanza-Riachuelo

Magali MORENO*, Santiago GOIN, Alicia F. de IORIO y Martha BARGIELA

Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Universidad de Buenos Aires
*Correspondencia a los autores, E-mail: magmoreno@agro.uba.ar

Eje temático: Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

Los microplásticos (MPs) son contaminantes emergentes que se encuentran presentes en todo el mundo, especialmente en zonas con elevada presión antrópica, y corresponden a las partículas plásticas menores a 5 mm de diámetro. Existe una creciente preocupación asociada a este tipo de contaminación debido a los efectos adversos que acarrea, algunos aún desconocidos. Entre ellos se destacan: daños físicos en organismos acuáticos por bioacumulación, toxicidad a causa de los aditivos utilizados durante la fabricación del plástico y transporte de otras sustancias peligrosas por adsorción. El desarrollo de estudios que determinen la abundancia de MPs resulta crucial para conocer el estado de contaminación microplástica actual y estudiar su dinámica en el ambiente. El objetivo del trabajo es cuantificar y clasificar la presencia de MPs en aguas del Matanza-Riachuelo, cuenca de alta relevancia socioambiental. Para ello, se tomaron muestras en sitios específicos de la Cuenca con distintos usos de la tierra. Las muestras se procesaron en laboratorio mediante digestión oxidativa. Se determinó la presencia de MPs a través de la técnica de identificación visual, informando cantidad y tipo de MPs. Los resultados muestran presencia de MPs en todos los sitios, siendo los fragmentos y fibras los tipos más abundantes. La concentración de MPs resultó ser más elevada a la reportada por otros autores. No se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo, dando lugar a nuevos interrogantes para seguir contribuyendo al conocimiento sobre el grado de afección de la Cuenca por estos contaminantes emergentes.

Palabras clave: microplásticos; cuenca urbana; contaminación emergente

1. Introducción

Los microplásticos (MPs) son contaminantes emergentes que se encuentran presentes en todo el mundo. El concepto de MPs fue introducido por Thompson *et al.* (2004) para describir a las pequeñas partículas de plástico ampliamente distribuidas en los océanos y acumuladas en hábitats sedimentarios. A pesar de la falta de una definición estandarizada en cuanto al rango de tamaño, se acepta que corresponden a las partículas plásticas menores a 5 mm de diámetro (Arthur *et al.*, 2009). Debido a su ubicuidad, principalmente por su ligereza, insolubilidad y alta persistencia, se han registrado MPs en lugares remotos como las aguas profundas (Woodall *et al.*, 2014) y el Ártico (Huntington *et al.*, 2020).

La contaminación por MPs acarrea varios efectos adversos, algunos aún desconocidos. Debido a su tamaño, estas micropartículas se encuentran biodisponibles para muchos organismos. Al ser ingeridos, los MPs pueden acumularse y provocar daños físicos, como abrasiones y obstrucciones (Wright *et al.*, 2013). La toxicidad acuática de los MPs depende de la composición química del plástico ya que se debe a los aditivos utilizados en su

fabricación (Beiras *et al.*, 2021). Entre los aditivos más peligrosos se encuentran los retardantes de llama, plastificantes y estabilizadores térmicos (Lithner *et al.*, 2011). Además, los MPs poseen capacidad de adsorción pudiendo actuar como transporte y/o fuente potencial de otras sustancias peligrosas presentes en el ambiente, como metales traza y contaminantes orgánicos persistentes hidrófobos. La capacidad de sorción está vinculada con el grado de degradación del MP y su superficie de contacto (Acosta-Coley *et al.*, 2019).

La concentración de MPs en el ambiente está directamente relacionada con la presión antrópica y las condiciones naturales del medio. La abundancia de MPs en ecosistemas acuáticos aumenta con el nivel de impacto humano y cercanía a grandes urbes (Hitchcock y Mitrovic, 2019). Asimismo, estas micropartículas tienden a acumularse en ríos y sistemas costeros de bajo caudal hidráulico (Yao *et al.*, 2019).

La Cuenca Matanza-Riachuelo (CMR) registra una gran cantidad de problemas ambientales asociados a los usos del suelo. Se trata de un río de llanura con escasa pendiente, compuesto por tres áreas: cuenca alta, media y baja. La cuenca alta presenta un paisaje rural con actividades agropecuarias, la media posee un paisaje mixto urbano-rural y en la baja predomina el paisaje urbano y priman las actividades industriales y de servicios. La CMR alberga el 15% de la población de Argentina (ACUMAR, s.f.). Las condiciones ambientales de la CMR hacen proclive a la presencia de MPs, no teniendo aún información de su cuantificación, ni sobre los procesos de retención o liberación sufridos por estos contaminantes. Esta situación es muy preocupante ya que el Matanza-Riachuelo descarga sus aguas en el Río de la Plata, estuario que constituye la fuente de agua potable de buena parte del Área Metropolitana de Buenos Aires (Bargiela e Iorio, 2013). En este sentido, el objetivo del presente trabajo es cuantificar y clasificar la presencia de MPs en aguas superficiales de sitios con diferentes usos de la tierra de la cuenca alta y media del Matanza Riachuelo.

2. Materiales y Métodos

2.1. Muestreo

Se tomaron muestras de agua superficial por triplicado en sitios de la cuenca alta y media del Matanza-Riachuelo para contrastar zonas de baja y alta presión antrópica (Figura 1):

- Sitio 1 (S1): arroyo Morales a 400 metros de la Ruta 6 en la cuenca alta (34°57´22.79” S; 58°55´03.65” O). Zona principalmente agropecuaria, en gran parte con pastizales naturales, matorrales y arbustos.
- Sitio 2 (S2): río Matanza en su intersección con la autopista Ricchieri, en el tramo no rectificado correspondiente a la cuenca media (34°44'51.9"S; 58°31'20.2"O). Zona periurbana, ubicada aguas abajo de los bosques de Ezeiza.

- Sitio 3 (S3): río Matanza no rectificado en su intersección con la avenida Monseñor Bufano (34°43'36.4"S; 58°30'22.8"O), contiguo al aeródromo Matanza, en el límite de la cuenca media y baja.
- Sitio 4 (S4): río Matanza no rectificado aguas arriba de un barrio de Ingeniero Budge (34°43'23.0"S; 58°29'59.3"O), en el límite de la cuenca media y baja.

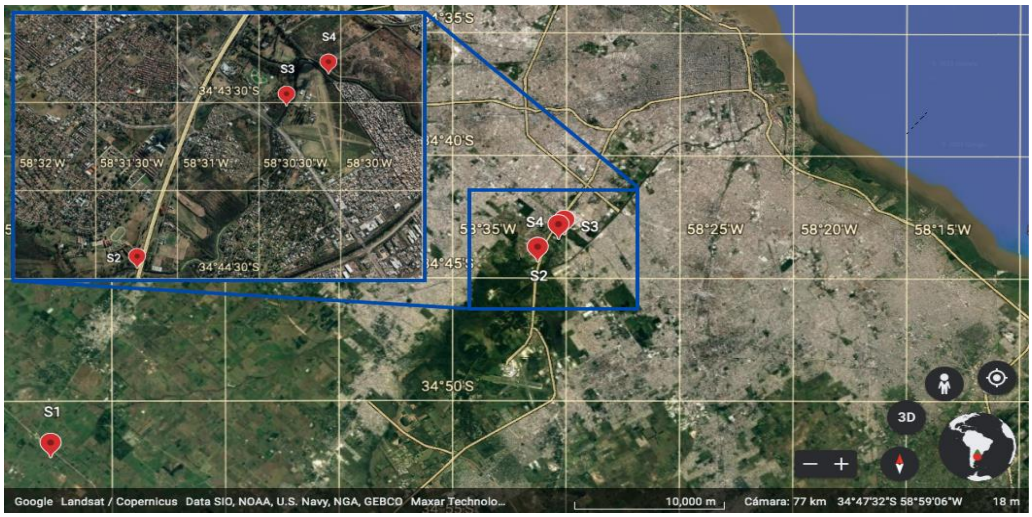


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo

2.2. Procesamiento

La materia orgánica presente en las muestras de agua puede interferir en la identificación de MPs, por lo que es necesaria su eliminación (Klein *et al.*, 2018). Para esto, se realizó una digestión con solución de peróxido de hidrógeno al 30% (Simon-Sánchez *et al.*, 2019), controlando que la temperatura no exceda los 60°C para evitar pérdida o daño de MPs sensibles al calor (Munno *et al.*, 2018). Luego, las muestras se filtraron al vacío con filtros de fibra de vidrio (47 mm diámetro, 1 µm poro) y se dejaron secar a temperatura ambiente para su posterior caracterización y cuantificación.

2.3. Identificación

Se utilizó la metodología de identificación visual examinando cada filtro en microscopio en búsqueda de MPs según sus características físicas. Como guía, se utilizaron los criterios de Hidalgo-Ruz *et al.* (2012) y, en caso de duda, se realizó la prueba de aguja caliente. Para la clasificación, los MPs fueron caracterizados por forma, color y tipo. Los tipos de MPs corresponden a las categorías: fragmentos, microperlas, fibras, films y espumas. Durante las etapas de procesamiento e identificación se empleó el protocolo de prevención de contaminación en el laboratorio propuesto por Crawford y Quinn (2017).

2.4. Análisis estadístico

Ante la falta de homogeneidad de varianza, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 5% para evaluar diferencias significativas entre los sitios de muestreo.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 2 se presenta la abundancia de MPs para cada sitio de muestreo. Como se puede observar, la distribución de MPs a lo largo de la cuenca alta y media fue desigual pero sin diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo. Esto puede deberse a la variación espacio-temporal propia de este tipo de contaminante.

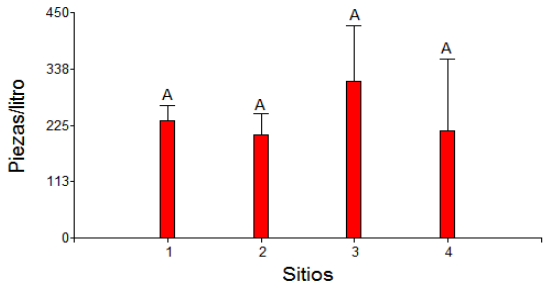


Figura 2. Abundancia de MPs en sitios de la CMR, expresada como piezas por litro. Las barras indican la desviación estándar. Las medias con una letra común no son estadísticamente diferentes.

En cuanto a la caracterización de MPs, los fragmentos fueron los más abundantes en todos los sitios excepto el sitio 2 donde hubo mayor presencia de fibras (Figura 3).

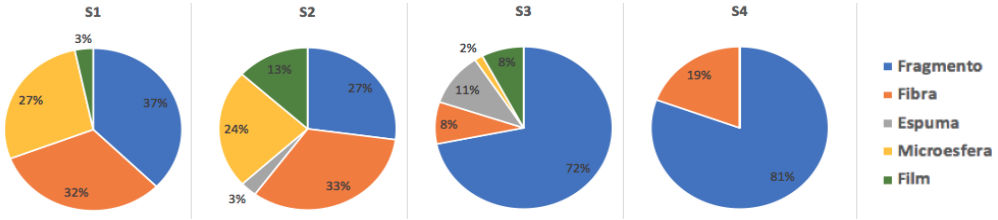


Figura 3. Caracterización de MPs según el tipo para cada sitio

4. Conclusiones

Los resultados muestran presencia de MPs en todos los sitios de muestreo, incluso en la cuenca alta que posee menor presión antrópica, dejando en evidencia la ubicuidad de estos contaminantes. Las concentraciones resultaron ser mayores a las reportadas por Fan *et al.* (2022) para aguas superficiales de una cuenca urbana, quienes en su estudio plantean altos niveles de contaminación. No obstante, resulta difícil comparar valores con otros trabajos debido a la falta de una metodología estandarizada y la diversa expresión de los resultados.

Al no encontrarse diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo, se abren nuevos interrogantes para continuar con el estudio de MPs en la CMR. Actualmente, se encuentra en proceso de estudio la presencia de MPs en los sedimentos de los sitios estudiados. La fase sólida posee un rol fundamental en la distribución de MPs en ambientes acuáticos ya que, por su capacidad de sorción, puede actuar como fuente y sumidero (Woodall *et al.*, 2014). Asimismo, se plantearon nuevos sitios de muestreo ubicados en la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. Se prevé encontrar cantidades de MPs significativamente mayores que en los otros sitios debido a que es la zona de la Cuenca con mayor grado de urbanización y fuerte presencia de actividades industriales.

El presente trabajo es introductorio al estudio de este contaminante emergente en la CMR y genera información de base sobre la presencia de MPs para poder comenzar a estudiar su dinámica en el ambiente y elaborar estrategias de remediación y mitigación a futuro.

Agradecimientos: Este trabajo se realizó en el marco del proyecto UBACyT "Cuenca Matanza-Riachuelo: Dinámica de contaminantes en relación con los usos de la tierra. Alternativas de remediación" y forma parte de los objetivos de la beca Estímulo RESCS-2021-1414-E-UBA-REC.

Referencias bibliográficas

Acosta-Coley I, Mendez-Cuadro D, Rodriguez-Cavallo E, de la Rosa J, Olivero-Verbel J. 2019. Trace elements in microplastics in Cartagena: a hotspot for plastic pollution at the Caribbean. *Marine pollution bulletin.* 139:402-411.

Arthur C, Baker J, Bamford H. 2009. Proceedings of the international research workshop on the cccurrence, effects, and fate of microplastic marine debris. *NOAA marine debris program.* Technical memorandum NOS-OR&R-30.

Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo [ACUMAR]. s.f. Características de la Cuenca Matanza Riachuelo. Recuperado de https://www.acumar.gob.ar/caracteristicas-cuenca-matanza-riachuelo/

Bargiela M, Iorio A. 2013. El saneamiento del Riachuelo. *Ciencia Hoy*. 22 (132), 9-15.

Beiras R, Verdejo E, Campoy-López P, Vidal-Liñán L. 2021. Aquatic toxicity of chemically defined microplastics can be explained by functional additives. *Journal of Hazardous Materials*. 406, 124338.

Crawford C B y Quinn B. 2017. Microplastic collection techniques. En: Crawford C B y Quinn B (eds.) *Microplastic Pollutants*. Ed. Elsevier Science. Amsterdam. Págs. 179-202.

Fan Y, Zheng J, Deng L, Rao W, Zhang Q, Liu T, Qian X. 2022. Spatiotemporal dynamics of microplastics in an urban river network area. *Water Research*. 212, 118116.

Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson R C, Thiel M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*. 46(6), 3060-3075.

Hitchcock JN, Mitrovic SM. 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*. 247:457–466.

Huntington A, Corcoran PL, Jantunen L, Thaysen C, Bernstein S, Stern GA, Rochman CM. 2020. A first assessment of microplastics and other anthropogenic particles in Hudson Bay and the surrounding eastern Canadian Arctic waters of Nunavut. *Facets*. 5(1), 432-454

Klein S, Dimzon I K, Eubeler J y Knepper T P. 2018. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. En: Wagner M y Lambert S (eds.) *Freshwater microplastics, Emerging Environmental Contaminants?* Ed. Springer. Cham. Págs. 51-67.

Lithner D, Larsson Å, Dave G. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the total environment.* 409(18), 3309-3324.

Munno K, Helm PA, Jackson DA, Rochman C, Sims A. 2018. Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles. *Environmental toxicology and chemistry*. 37(1), 91-98.

Simon-Sánchez L, Grelaud M, Garcia-Orellana J, Ziveri P. 2019. River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science of the total environment*. 687:1186-1196.

Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, Russell AE. 2004. Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*. 304(5672), 838.

Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GL, Coppock R, Sleight V, Thompson RC. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*. 1(4), 140317.

Wright SL, Thompson RC, Galloway TS. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*. 178:483–492.

Yao P, Zhou B, Lu Y, Yin Y, Zong Y, Chen MT, O'Donnell Z. 2019. A review of microplastics in sediments: Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. *Quaternary International*. 519:274-281.

Biomarcadores genotóxicos y contenido de Arsénico en poblaciones de un pez nativo habitante natural del río Luján

Ayelén A. González Nuñez[a,b], Mauro J. Palacio[a,b], Rolando M. Caraballo[b], Martina M. Mastrángelo[ad] Andres Pighín[cd] y Natalia A. Ossana[a,b,d]

[a] Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, UNLu-CONICET)– Av. Constitución y Ruta Nac N°5 Luján, Buenos Aires, Argentina.
[b] Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, UNLu-CONICET).
[C]Laboratorio de Química Analítica, Depto. de Ciencias Basicas. Universidad Nacional de Luján.
[d] Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Av. Constitución y Ruta Nac. Nº5, Luján, Buenos Aires, B6700ZBA, Argentina
correspondencia a los autores E-Mail: aye.gonzaleznuñez@gmail.com

Eje temático: 5. Ecotoxicología, biomarcadores, contaminantes y estresores múltiples

Resumen

En el presente trabajo se evaluó el nivel de daño genotóxico que poseen los organismos de la especie *Cnesterodon decemmaculatus* que habitan tres sitios del curso del río Luján en la provincia de Buenos Aires: MJ Garcia (MJG), Las Tropas (LT), y Ruta 6 (R6) y se compararon los resultados con los de una población control (PC) criada en el acuario del PRODEA (INEDES, UNLu-CONICET). Se utilizaron como biomarcadores el Ensayo cometa (EC), el test de Micronúcleos (MN) y Aberraciones Nucleares (AN) en eritrocitos circulantes de sangre periférica. Como resultado, se observó un aumento significativo en el EC y AN en los individuos que provienen tanto de LT como de R6 con respecto a PC, no así del sitio MJG donde no se observaron diferencias. La frecuencia de MN tampoco mostró diferencias significativas en ninguna de las poblaciones del río. Por otro lado, se evaluó el contenido de Arsénico (As) total que poseen estos peces mediante el método de *dry ashing* y absorción atómica por generación de hidruros. Mediante dicha técnica se obtuvo una mayor bioacumulación de As en los peces provenientes de MJG siendo el sitio con mayor concentración de As en el agua (0.09 $mg.L^{-1}$). De los metales pesados que se midieron en agua se detectó cadmio (Cd) en todos los sitios en concentraciones superiores a las permitida por los niveles guía. Se observa un deterioro en la calidad del agua en los tres sitios, con niveles altos de Cd, As, bajos niveles de oxígeno disuelto y en los peces daño genotóxico principalmente en los capturados en LT y R6.

Palabras clave: ensayo cometa; aberraciones nucleares; micronúcleos; arsénico; bioacumulación; *Cnesterodon decemmaculatus*.

1. Introducción

El As se encuentra en fuentes naturales de agua en toda la Argentina en concentraciones entre 0.001 y 15 mgL^{-1}. En aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires (Rosso *et al*., 2011) se han encontrando valores promedio elevados en comparación con los presentes en otras zonas del país (0.114 mgL^{-1}) que los autores atribuyeron a la hidrogeología de los arroyos, alimentados por un acuífero con concentraciones elevadas de As (0.6-4.9 mgL^{-1}) (Rodríguez Castro, 2015). La presencia de As en el agua es una amenaza potencial para los ecosistemas acuáticos y la biota que allí se encuentra. *Cnesterodon decemmaculatus* es un

pez pequeño que habita toda la zona pampeana y ha sido estudiado como especie bioindicadora (Ferrari *et al*., 2017). El término biomarcador o marcador biológico, es un cambio observable o medible de carácter variable a nivel molecular, bioquímico, celular, fisiológico o comportamental que revela la exposición, presente o pasada, de un organismo en un medio en el que se halla una sustancia química de carácter contaminante. El Ensayo Cometa (EC) y el *test* de Micronúcleos (MN) y Aberraciones Nucleares (AN) son biomarcadores de genotoxicidad utilizados para evidenciar daño al ADN (Mudry y Carballo, 2006) que puede ser causado por metales pesados, metaloides, pesticidas, etc. (González Nuñez *et al*., 2022). El objetivo de este trabajo fue estudiar el estado de salud de individuos adultos de *Cnesterodon decemmaculatus* en relación al nivel de daño genotóxico en eritrocitos circulantes de peces y el contenido de As total bioacumulado en tres poblaciones naturales recolectadas del río Luján y compararlo con valores de una población control criada en cautiverio libre de contaminación.

2. Materiales y Métodos

En este estudio, se realizó la recolección de muestras de agua e individuos de *C. decemmaculatus* con copo en tres sitios del río Luján durante otoño del 2022, a los que se denominó: MJ Garcia (MJG) considerado como "sitio control de campo" por ser zona de bajo impacto antrópico; Las Tropas (LT) localizado junto al casco urbano de la ciudad de Luján; y Ruta 6, ubicado a 12 km de este último (R6). Se determinaron algunos parámetros fisicoquímicos en cada uno de los sitios (pH, conductividad, oxígeno disuelto, saturación y temperatura) con sondas de campo. Al llegar al laboratorio se midieron el resto de los parámetros (demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, nitratos y metales pesados) según Standard Methods (APHA, 2005), y los animales fueron anestesiados en frío. Se midieron, pesaron y sexaron y se les realizó un corte por debajo del opérculo. Se utilizaron 48 individuos de peso (185.03 ± 12.04 mg) y talla (27.71 ± 0.52 mm) homogéneos. Algunos individuos luego de sacrificarlos, se guardaron para la determinación de bioacumulación de arsénico total. Se utilizó como control de laboratorio (PC) animales criados en cautiverio libres de contaminación (Ferrari *et al.,* 2017) y como control positivo (CP) sangre periférica de peces del cultivo peces expuestos a una concentración de H_2O_2 (17.8 mM). Para el *test* de MN y AN se realizó un extendido en un portaobjetos por la zona del corte, se fijaron las muestras con metanol 100 % (v/v) y se tiñeron con Giemsa al 5 %. Se observaron en microscopio óptico a 1000x y se contabilizaron la frecuencia de MN y AN (muesca, escotadura, *buds*, gemado, maní, doble núcleo y lobulado) en un total de 1500 células por individuo. Para el EC, se extrajo sangre por goteo la cual se resuspendió en 1 mL de PBS, se centrifugó y el pellet se resuspendió con agarosa. Las células se lisaron y se realizó la corrida electroforética en buffer a pH 13 a 25 mV y 250 mA. Las muestras fueron

teñidas con DAPI y se observaron en microscopio de epifluorescencia contabilizando 100 nucleoides por individuo los cuales se clasificaron según el tipo de daño que presentaban (0, I, II, III y IV) y se calculó el Índice de Daño Genómico (IDG) según Pitarque *et al.* (1999). Para la determinación de As total, se secaron los peces en estufa a 60 ºC por 24 hs y se molieron con mortero hasta obtener homogeneizado seco. Se pesaron 40 mg en parafilm y se trasvazaron a un crisol de porcelana. Se agregó 1 mL de solución de "*dry ashing*" ($Mg(NO_3)_2$ al 5 %; MgO al 5%) + 2 mL de HNO_3 cc en cada crisol. Se llevó a sequedad en plancha calefactora a 120 ºC y despues a mufla: 450 ºC con rampa 200 a 450 ºC en 2.5 horas y luego 450 ºC 4 horas más, hasta que se observaron las cenizas de color blanco. Las cenizas se disolvieron en 10 mL con HCl cc, se trasvasaron a un matráz de 10 mL y se llevaron a volumen con H_2O miliQ. Luego sobre 1 mL de muestra tratada se realizó la prereducción del As agregando 1mL de HCl concentrado y 1 mL de solución prereductora (5 % de KI + 5% Ac. Ascórbico). Finalmente, se determinó As total por absorción atómica (Perkin Elmer, Analyst 200) por generación de hidruros (Perkin Elmer, FIAS 100). Las determinaciones de cromo, plomo, cobre, cinc y cadmio se realizaron por absorción atómica (Perkin Elmer, Analyst 200) con atomización electrotérmica (Perkin Elmer, HGA 900). Los datos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA o Kruskal Wallis con *test* a posteriori Tukey o Dunn con el *software* Infostat.

3. Resultados y Discusión

En cuanto a los biomarcadores de genotoxicidad evaluados, para el EC se observaron diferencias significativas en el IDG (Figura 1a) entre LT y R6 con la población control de acuario (PC). Se observó un aumento en el índice que indica un aumento en los nucleoides grado II, III y/o IV los cuales representan una mayor fragmentación y migración del ADN. Para el *test* de MN no se observaron diferencias significativas en la frecuencia de MN en ninguno de los tratamientos. Sin embargo, en la frecuencia de AN se encontraron diferencias significativas en las mismas poblaciones respecto de la poblacion control de laboratorio PC (Figura 1b). Estos resultados indican que hubo fallas en la división celular y son *test* complementarios al de MN para detectar daño genómico.

Los parámetros fisicoquímicos medidos en los tres sitios estan expresados en la Tabla II. En cuanto al contenido de As determinado en los peces de río (Tabla I) se encontró un mayor valor en los individuos provenientes de MJ García. Como dato adicional, el día del muestreo, en el sitio R6 se observó una gran mortandad de peces (*Cnesterodon decemmaculatus, Cyprinus carpio, Hypostomus comersoni*).

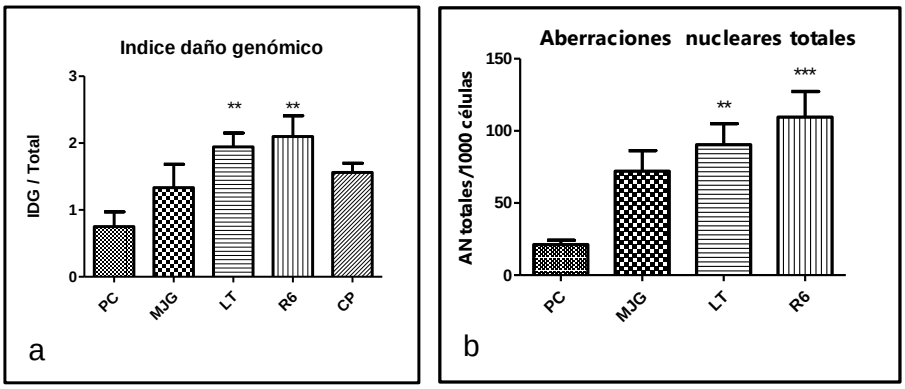


Figura 1. (a) Índice de Daño Genómico (media ± ESM). (b) Aberraciones Nucleares totales cada 1000 células contabilizadas (media ± ESM) (** p<0.01; ***p<0.001). PC: población control PRODEA (INEDES, UNLu-CONICET), MJG: MJ García; LT: Las Tropas, R6: Ruta 6, CP: control positivo (H_2O_2).

Parámetro	MJG	LT	R6	Límites permitidos
pH	8.35	7.99	7.79	6.5-9.0
Conductividad (mS)	2.354	2.186	1.835	-
OD ($mg.L^{-1}$)	7.65	9.48	3.78	≥5.0
% Saturación	72.3	92.6	36.8	-
Temperatura (ºC)	11.6	13.5	13.7	≤40
DBO (mgL^{-1})	12.1	7.1	5.2	≤50
DQO (mgL^{-1})	13.4	13.2	13.5	≤250
$N\text{-}NO_3^-$ (mgL^{-1})	1.93	9.07	2.38	-
Metales pesados (μgL^{-1})				
Cromo	<5	<5	<5	2
Plomo	<5	ND	ND	1
Cadmio	4.3	5.6	3.1	0.2
Cinc	ND	ND	<50	30
Cobre	<5	<5	<5	2
Arsénico (agua de río)	97.2	47.2	34.9	50
Arsénico (peces)	27.5	16.5	10.7	

Tabla I. Parámetros fisicoquímicos y metales pesados medidos en cada uno de los sitios (MJG: MJ Garcia; LT: Las Tropas; R6: Ruta 6). OD: Oxígeno disuelto; DBO: demanda biológica de oxígeno; DQO: demanda química de oxígeno; $N\text{-}NO_3^-$: nitratos. Límites permitidos para parámetros fisicoquímicos de descargas a cuerpo de agua superficial (Decreto 2009/60; Resolucion 389, anexo II) y para metales pesados establecidos para protección de la vida acuática (Decreto 831, anexo II) establecidos a partir de ley Nº24.051.

4. Conclusiones

Los parámetros fisicoquímicos analizados mostraron una alta conductividad en todos los sitios y bajos valores de OD en el sitio R6 lo que podría explicar la mortandad encontrada allí. Los valores de nitratos fueron elevados en LT en comparación con los otros dos sitios y los metales pesados que se encontraron fueron Cd, en todos los sitios en valores por encima de los establecidos para la protección de la vida acuática (Ley N° 24.051). El As estuvo por

encima de los niveles guia en MJG y el contenido de As en peces de ese sitio fue el mayor indicando un efecto de bioacumulación.

En cuanto a los biomarcadores de genotoxicidad los peces recolectados de los sitos LT y R6 poseen un nivel de daño basal alto en comparación con los que provienen de la PC. En los peces del sitio MJG se observa un aumento en el nivel de daño con respecto a PC pero no fue significativo.

Los valores de los parámetros fisicoquímicos analizados en los tres sitios muestran un deterioro del curso del río que se evidencia en los biomarcadores analizados en estas poblaciones. Este estudio es preliminar y se continuarán analizando otros biomarcadores que permitan conocer el estado sanitario de estas poblaciones.

Son necesarios mayores estudios en especies nativas que habitan esos cuerpos de agua y considerar el monitoreo recurrente en este cause.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado con fondos del PICT 2015-2636, PICT 2020 Serie A 00655 y el Depto. de Cs. Básicas (UNLu)

Referencias bibliográficas

APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Eaton AD Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE (Eds.) *American Public Health Association.* 21° ed., 1368 págs.

Ferrari L, Ficella J, Mastrángelo M, Palacio M, Somma A, Trípoli L. 2017. Manual de procedimiento básico para la cría de *Cnesterodon decemmaculatus* en laboratorio. EdUNLu, Luján, Argentina, 49 págs.

González Núñez, A. A.; Ferro, JP.; Campos, LB.; Eissa, Bl.; Mastrángelo, MM.; Ferrari, L.; Ossana, NA. 2022. Evaluation of the Acute Effects of Arsenic on Adults of the Neotropical Native Fish Cnesterodon decemmaculatus Using a Set of Biomarkers. *Environmental Toxicology and chemistry*, Setac press, vol. n°. p - . issn 0730-7268.

Mudry MD, Carballo MA. 2006. Genética toxicológica. Ed. De los cuatro vientos.Bs As. Argentina, 670 págs.

Ley Nº 24.051 (Consultado: 31/07/2022).
http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/10000-14999/12830/norma.htm

Pitarque M, Veglenov A, Nosko M, Hirvonene A, Norppa H, Creus A, Marcos R. 1999. Evaluation of DNA damage by the comet assay in shoe workers exposed to toluene and other organic solvents. *Mutation Research* 441, 115-129

Rodriguez Castro C. 2015. Capacidad de depuración de sustancias bioaprovechables en arroyos de llanura y su relación con el arsénico. Tesis Doctoral, FCEyN, UBA, 253 págs.

Rosso JJ, Troncoso JJ, Fernández Cirelli A. 2011. Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of the pampa plain, Argentina. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 86(1), 129–132

Eje 6

Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia



Fotografía de Ana M. Martínez. Lago Los Patos. Bahía Blanca. Provincia de Buenos Aires.

Sistema de Alerta Temprana Napostá. Tecnología al servicio de la comunidad de Bahía Blanca

Sandra N. FERNÁNDEZ[a*], Miguel A. FLORES[b] y Pablo O. ABALO[c]

[a] Depto. de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina y Comisión de Investigaciones (CIC-PBA)
[b] Depto. de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina
[c] Depto. de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina
[*]Correspondencia a los autores, e-mail: sfernand@uns.edu.ar

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

La magnitud, dinámica y alcance de la crecida del 25 de marzo del 2022 del arroyo Napostá Grande, tomó totalmente desprevenidos tanto a pobladores como a organismos locales. Sumado a las abundantes precipitaciones en la ciudad y sudestadas, obligaron a las autoridades a la evacuación de algunos pobladores hacia sitios seguros y la posibilidad de movimientos de suelos para la contención del canal Maldonado en sectores críticos. La probabilidad de repetición de eventos de similares características o de mayor magnitud como en 1944 y la falta de un endicamiento aguas arriba, motivaron a los autores al desarrollo de una herramienta informática a partir de la información de un punto de muestreo estratégico sobre el cierre de la cuenca media Napostá Grande. Se trata de un semáforo virtual para el estado instantáneo de la altura del nivel de agua del arroyo y un panel de consulta gráfica sobre datos históricos. Este recurso ya se encuentra a disposición de Defensa Civil del municipio de Bahía Blanca y será incorporada dentro de su manual de procedimientos para el manejo de la emergencia en este tema.

Palabras claves: arroyo Napostá Grande; recurso hídrico; limnígrafo; telemetría; sistema de alerta temprana; inundaciones.

1. Introducción

En el marco del Proyecto de Investigación Orientado (PIO) “Evaluación Integral de los Recursos Hídricos para Consumo Humano en la Región del Sudoeste Bonaerense” se planteó la importancia de generar información limnigráfica en el paraje Puente Canessa (Latitud: 38° 35´30´´ S; Longitud: 62° 05´19´´ O), cierre de la cuenca media del arroyo Napostá Grande. En abril de 2018, el Laboratorio de Hidráulica (LH) colocó un equipo limnigráfico -propiedad del Departamento Ingeniería (DI)- en ese sitio. Sobre la infraestructura de la telemetría implementada, el LH maquetó y desarrolló el software encargado de la extracción de los valores de la base de datos para su publicación en una página web. Mediante la aplicación informática creada, se accede a los datos de nivel de agua registrados en dicho limnígrafo. En situaciones de riesgo de inundación, estos datos podrían generar las alertas tempranas que permiten tomar decisiones para las medidas necesarias para el manejo de la emergencia (Fernández *et al.,* 2019 a; Fernández *et al.,* 2019 b; Fernández *et al.*, 2020). El LH venía observando que, tras jornadas de lluvias intensas en la región y en concreto en la cuenca del arroyo Napostá Grande, cuando la altura de nivel de agua en la unidad de

monitoreo instalada en el paraje Puente Canessa subía por encima de los 400 mm con tendencia ascendente, a las 6 u 8 horas posteriores, cortaban el tránsito vehicular 20 km aguas abajo, en el conocido Paso Vanoli.

La magnitud, dinámica y alcance de la crecida del 25 de marzo 2022 del arroyo Napostá Grande (Figura 1a, b y c), tomó totalmente desprevenidos tanto a pobladores como a organismos locales. Sumado a las abundantes precipitaciones en la ciudad y sudestadas, obligaron a las autoridades a la evacuación de algunos pobladores hacia sitios seguros y la posibilidad de movimientos de suelos para la contención del canal Maldonado en sectores críticos. El temporal atípico en la región provocó en una jornada, un máximo de altura de nivel de agua de 2850 mm en la unidad de monitoreo. Este fenómeno extraordinario obligó a que se regularan las compuertas del partidor del Parque de Mayo, localizado en la ciudad de Bahía Blanca, para derivar gran parte del escurrimiento de agua al mar por el canal Maldonado. Los niveles alcanzados de altura en el mismo fueron de importancia en algunos tramos. La gente se agolpaba sobre puentes y riberas para observar y retratar el momento. Servidores públicos pertenecientes a Policía Bonaerense, Control de Tránsito Urbano y Defensa Civil de la Municipalidad de Bahía Blanca (DC-MBB) trataban de disuadirlos por la peligrosidad de la situación. En una oportunidad se escuchó la posibilidad de realizar movimientos de suelos para la construcción de contenciones en lugares próximos al desborde. Preveían una potencial inundación de viviendas en sectores bajos de la ciudad (*Preocupación por la crecida de agua del Arroyo Napostá e inundación en el Zibecchi*, 2022). Pero al mismo tiempo, en el sistema de monitoreo LH-DI se visualizaba la tendencia descendente, que el pico ya había ocurrido y no deberían movilizar recursos físicos o humanos para dicha tarea. En aquel momento, el LH no disponía un canal institucional para comunicar la novedad.

Frente a la probabilidad de repetición de eventos de similares características o de mayor magnitud como en 1944 y falta de un endicamiento aguas arriba, se estima la conveniencia de la incorporación de este proyecto de alerta temprana al sistema de manejo de la emergencia por parte de DC-MBB. En vista que el LH-DI dispone del acceso a un importante recurso tecnológico destinado a la investigación del recurso de la cuenca Napostá Grande, se desarrolla una herramienta digital específica para DC-MBB. A la fecha, el LH lleva más de 120.000 registros de altura de nivel de agua medidos con este sistema.

El objetivo de este trabajo es difundir a la comunidad científica de qué manera ese dato generado por el limnígrafo, relevante del cierre de la cuenca media del Napostá Grande, no sólo nutre a la investigación sino que también puede optimizarse y materializar el sentido social o de vinculación de la universidad con la comunidad.



Figura 1. a) Ubicación de sitios en NG e Inundaciones en: b) Parador en calle Acuña; c) Paso Vanoli. Fuente: Gobierno de la Provincia de Buenos Aires (2016).

2. Materiales y Métodos

El equipo de medición consta de una sonda de acero inoxidable con sensor de presión piezoresistivo de alta resolución (apreciación milimétrica), vinculada a través de un conductor compensado para variaciones de presión atmosférica. Se reutilizó la infraestructura de una antigua estación de aforo perteneciente a la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires (PBA) (Latitud: 38° 35´30´´ S; Longitud: 62° 05´19´´ O), ubicada aguas abajo de Puente Canessa sobre la margen derecha del arroyo. También dispone de un acondicionador de señal y un modem registrador GSM/GPRS. El conjunto es alimentado por una batería de 12 V, que se mantiene gracias a un panel solar con regulador de carga. El Sistema de telemetría utilizado se compone básicamente de tres módulos: unidad remota, medio de comunicación y software. Todos los datos recibidos desde la Unidad Remota se almacenan continuamente en una base de datos (BD). Es realizado a través de un Software de Intermediación que permanece en estado de escucha permanente en una dirección IP y puerto específico. Funciona como un servicio, sobre la base del sistema operativo Linux. La comunicación Unidad Remota con Software de Intermediación utiliza una conexión TCP/GPRS. Una vez establecida y verificados todos los permisos de acceso, se procede a la escritura en las diferentes tablas de la BD del tipo MySQL. De esta manera se registra el estado de las entradas y salidas del equipo, como así también valores de los históricos que fueron almacenados localmente y no pudieron ser transmitidos oportunamente por falta o falla en el Medio de Comunicación (Fernández *et al.,* 2019 a).

El desarrollo del "Sistema de Alerta Temprana Napostá Grande" se integra dentro del sistema de telemetría implementado por el LH. Se diseñan consultas específicas, sus representaciones en gráficas dinámicas y un sistema de usuarios para permitir el acceso a la información a operadores web, de acuerdo a los atributos otorgados por el administrador de la aplicación. Pueden ser jerarquizados en función a la tarea que estén afectados. Una vez que el usuario registra su ingreso en el portal www.hidraulica.uns.edu.ar/login (Figura 2a),

visualiza un semáforo virtual. Allí se representa el último registro de la altura de nivel de agua del arroyo Napostá Grande. La escala de verde, amarillo, rojo se tabuló en función de valores alcanzados para los cuales se interrumpió la circulación al tránsito del conocido Paso Vanoli, en base a informes de periódicos digitales (Figura 2b). Mediante un botón, accede a Consulta de Históricos. Esta herramienta grafica los muestreos de las últimas 24 horas, semana y mes, con el objeto de observar la tendencia del comportamiento del escurrimiento (Figura 2c).

3. Resultados y Discusión

En mayo 2022 se realizó la primera reunión con el Director General de Defensa Civil y colaboradores. En esta ocasión se mantuvo una charla informativa sobre los fundamentos que motivaron el desarrollo del proyecto “Sistema de Alerta Temprana Napostá Grande” y además, se incluyó un usuario de prueba. La experiencia de vinculación con esta dependencia municipal resultó muy enriquecedora y positiva para ambas partes. Concluyó con la importancia de formalizar institucionalmente la propuesta, a través de un convenio específico para el uso de esta herramienta digital en la toma de decisiones estratégicas ante crecidas y riesgo de inundaciones en la ciudad.

Además, se conversó sobre la conveniencia de tener un registro del inicio y finalización de corte al tránsito vehicular del paso Vanoli. Vincular de manera eficiente este dato con la crecida del arroyo Napostá, ayudaría a mejorar las escalas o niveles de alarma para la generación de las alertas tempranas. También, de la oportunidad de dicha locación para la instalación de otro limnígrafo para continuar con el estudio del comportamiento de este curso de agua que escurre para la ciudad. Nos manifestaron que nuestro aporte contribuiría significativamente en el manual de procedimientos que están desarrollando para el manejo de la emergencia hídrica en la ciudad.

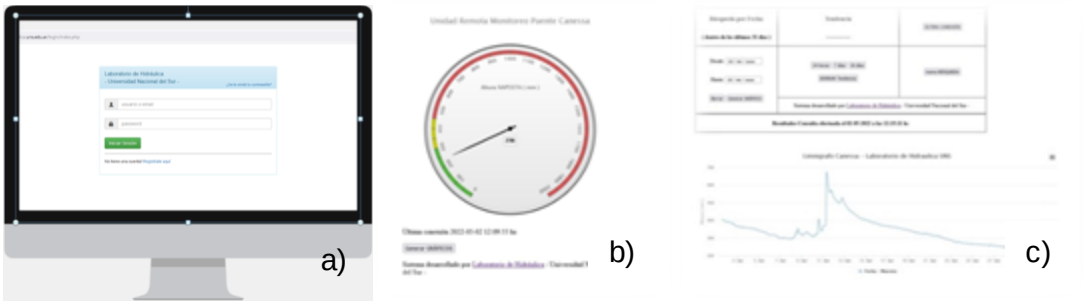


Figura 2. a) Acceso al Sistema; Datos disponibles al OPERADOR WEB: b) Valor instantáneo y c) Consulta de “Históricos”.

Luego, se mantiene una reunión informativa con las autoridades del DI. En un todo de acuerdo con ellas y en el marco del Convenio General de colaboración, celebrado oportunamente entre la UNS y la comuna, se elaboran un convenio específico y un acta de confidencialidad que suscribirá cada usuario a registrar en el sistema informático propio.

4. Conclusiones

El proyecto "Sistema de Alerta Temprana Napostá Grande" que se ofreció a DC-MBB es una herramienta que le permitirá tomar decisiones fundamentadas en una metodología científica, capaz de asegurar un nivel acorde a la complejidad con que las mismas se manifiestan. Asimismo, representa un aporte a la comunidad de Bahía Blanca por parte del Laboratorio de Hidráulica del Departamento Ingeniería de la Universidad Nacional del Sur.

La información producida se utilizará en beneficio del ciudadano común, como aquel que cruza todos los días para su trabajo por Paso Vanoli, el que entrena en las canchas de fútbol en el sector Carrindanga, el gastronómico que tiene su negocio en proximidad de la orilla del arroyo, deportistas que juegan al golf en Palihue, usuarios del paseo del Parque, servidores públicos afectados a la prevención y emergencia, habitantes de barrios aledaños a la desembocadura, etc. El LH, en noviembre 2018, asume de oficio el desafío de migrar los datos generados por el equipo limnigráfico instalado en Puente Canessa hacia los servidores de la UNS en Bahía Blanca. Logra garantizar la continuidad de los datos históricos, asegura su acopio y protección física e intelectual dentro de la institución. Organiza los datos recibidos y desarrolla una herramienta que permite un propósito alternativo a la investigación, como es la generación de alertas tempranas. Una fuente de información confiable, para la toma de decisiones ante crecidas y riesgo de inundaciones.

Agradecimientos: Los autores agradecen el financiamiento proveniente de la Sec. Gral. de Ciencia y Tecnología-UNS, Departamento de Ingeniería-UNS, PIO-CONICET-UNS y PGI 24/J073. También, al Anl. Sist. Guillermo A. Martínez- dependiente SGT-UNS.

Referencias bibliográficas

Fernández S, Weis C, Flores M y Abalo P. 2019a. Importancia del monitoreo ambiental para la toma de decisiones sobre un recurso hídrico del sudoeste bonaerense. Actas V RAGSU. La Plata (Buenos Aires). Págs. 210-213.

Fernández S, Flores M, Weis C, y Abalo P. 2019b. Alojamiento, procesamiento y visualización de datos limnigráficos en Puente Canessa con sistema de Telemetría propio. Actas JASOB2019. Editorial: EdiUNS. Bahía Blanca. Argentina. Págs. 79-82.

Fernández S, Weis C, Abalo P, Flores M, Espósito M, Martínez A, Brandizi L. 2020. Tecnología Aplicada en la Red de Observación de Datos Hidrométricos en Cuencas del Sudoeste Bonaerense. Actas RALDA 2020. Asociación Argentina de Agrometeorología. Paraná, Entre Ríos, Argentina. Págs.145-146.

Gobierno de la Provincia de Buenos Aires-Ministerio de Infraestructura y Servicios Públicos-Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica-Dirección Provincial de Obra Hidráulica. 2016. Atlas de Cuencas y Regiones Hídricas-Ambientales de la PBA -I- 24 p.

Preocupación por la crecida de agua del Arroyo Napostá e inundación en el Zibecchi. (2022, 25 marzo). Recuperado 23 de septiembre de 2022, de https://bahia.mitelefe.com/locales/preocupacion-por-la-crecida-de-agua-del-arroyo-naposta-e-inundacion-en-el-zibecchi/

PreserVamos: experiencia de ciencia participativa para el monitoreo de ambientes acuáticos continentales

María Agostina PECILE[a*], Alejo BONIFACIO[b], María Mercedes NICOLOSI GELIS[a], María Belén SATHICQ[a], Alan Santiago TARDA[a], Fernanda AUN CASTELLS[c], Lorena MOSCOVICH[cd] y Joaquín COCHERO[a]

[a] Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", CONICET-UNLP, Buenos Aires
[b] Instituto de Diversidad y Ecología Animal, CONICET-UNC, Córdoba - Cátedra de Morfología Animal, FCEFYN, UNC
[c] Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo
[d] Universidad de San Andrés
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: apecile@ilpla.edu.ar

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

La ciencia ciudadana es el proceso a través del cual cualquier persona colabora de forma activa en proyectos científicos. PreserVamos es un proyecto co-creado entre el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo y el proyecto de ciencia participativa AppEAR, que busca estudiar los efectos de la ciencia ciudadana sobre las políticas públicas municipales. Para ello, las personas monitorean los ambientes acuáticos continentales a través de una herramienta digital para dispositivos móviles, recolectando datos ambientales y generando un mapa colaborativo de la calidad del hábitat de ribera. Para la etapa de prueba, se seleccionaron tres municipios de similares características demográficas y ambientales, y a cada uno se le aplicó un tratamiento diferencial en el grado de involucramiento de actores sociales participantes: en el municipio de Balcarce, participó el equipo municipal del área de ambiente; en el municipio de Mercedes, participó el equipo municipal del área de ambiente + equipo AppEAR; y en el municipio de San Antonio de Areco participó el equipo municipal del área de ambiente + equipo AppEAR y se fomentó la participación de los habitantes del municipio. Los resultados de la etapa de prueba muestran que los municipios participantes incorporaron la herramienta digital en sus gestiones identificando varios usos para la misma, en el municipio donde se incentivó la participación ciudadana se recolectó información ambiental con menor esfuerzo de muestreo y el promedio del índice de calidad de hábitat obtenido varió según el grupo participante.

Palabras clave: ciencia ciudadana; agua; gestión municipal

1. Introducción

La ciencia ciudadana, conocida particularmente en latinoamérica con diversos nombres, como "ciencia participativa", "monitoreo participativo" o "monitoreo voluntario", es un vehículo importante para la democratización de la ciencia y promueve el acceso universal a datos científicos (de Sherbinin *et al.,* 2021). La ciencia participativa genera saberes colectivos que surgen a partir de las propias experiencias y vivencias de las personas en su territorio.

La información generada por medio de colaboración ciudadana es relevante, costo-eficiente, se genera con gran velocidad, abarca una gran diversidad de escalas temporales y geográficas, es de adecuada calidad y resolución y puede ser de fácil acceso público, por lo cual es apropiada en el contexto del manejo sustentable de los recursos naturales (Aceves-

Bueno *et al*., 2015; Gurnell *et al.,* 2019). En contraste, obtener un mismo volumen de información por medio del monitoreo convencional resultaría demasiado costoso, debido a la frecuencia de los muestreos, su duración, escala geográfica y personal especializado que lo realiza (Aceves-Bueno *et al*., 2015).

En ese marco, las herramientas de ciencia participativa para la gestión de los recursos hídricos superficiales brindan una oportunidad para visibilizar y abordar las problemáticas vinculadas a estos ambientes desde la vivencias de la gente, permitiendo el diseño de políticas públicas basadas en evidencia y actuando como un canal de comunicación entre los organismos de gestión ambiental y sus poblaciones. En nuestro país existe una creciente cantidad de experiencias de ciencia participativa (Co_Lab-PNUD, 2021), aunque son escasas las que se vinculan con organismos de gestión, o participan con la toma de decisiones y la formulación de políticas públicas. Es así que, desde el Laboratorio de Aceleración de PNUD, se emprendió una colaboración con el proyecto de ciencia participativa AppEAR para desarrollar una herramienta digital sencilla e intuitiva para analizar el estado del hábitat de los ambientes acuáticos dulceacuícolas, y que se vinculara directamente con la gestión municipal.

Con el objetivo de evaluar los efectos de una iniciativa de ciencia participativa sobre las políticas públicas ambientales municipales, vinculadas a la gestión de recursos hídricos superficiales, se llevó a cabo un experimento en tres municipios de la Provincia de Buenos Aires. Se empleó una herramienta digital para realizar un monitoreo del hábitat acuático de ríos y lagunas del territorio, con distinto grado de participación de los empleados municipales y de los habitantes del municipio, durante dos semanas. Se hipotetizó que a) en el municipio con participación ciudadana se recolectaría una mayor cantidad de datos ambientales, con un menor esfuerzo de muestreo; b) que la información generada por el monitoreo ciudadano representaría una similar calidad ambiental a la colectada por personal especializado del municipio; y c) que la evidencia generada tendría repercusiones sobre la generación de políticas públicas del municipio.

2. Materiales y Métodos

2.1. Diseño y desarrollo del experimento

Se seleccionaron tres municipios de similares características para participar del experimento: Balcarce, Mercedes y San Antonio de Areco (SAdA). Primero, se recaudó información de las políticas de gestión de cada municipio, principalmente vinculadas a los recursos hídricos. Luego, junto con el personal municipal, se co-diseñó y desarrolló una aplicación digital para evaluar la calidad de hábitat de ambientes acuáticos, que fue empleada durante dos semanas (etapa de mapeo) con la participación de diferentes actores del territorio. Los perfiles de los actores participantes fueron separados en tres categorías “Empleados Municipales”, vinculados directamente a las áreas de ambiente de cada municipio; “Equipo AppEAR”,

limnólogos del ILPLA vinculados al proyecto de ciencia participativa con ese nombre; y "Ciudadanos", para referirnos a cualquier habitante del municipio que no perteneciera a las otras dos categorías.

En el municipio de Balcarce se entregó la herramienta digital y se invitó a participar sólo al grupo Empleados Municipales. En el municipio de Mercedes participó tanto el grupo Empleados Municipales como el Equipo AppEAR. Y en el municipio de SAdA participaron los tres grupos: Empleados Municipales, Equipo AppEAR y Ciudadanos. .

Durante la etapa de mapeo, se empleó la herramienta digital "PreserVamos", una app para dispositivos móviles modificada a partir de la existente AppEAR, a través de la cual los participantes observan e indagan sus ambientes acuáticos. Brevemente, los participantes contestan un cuestionario y adjuntan fotografías que capturan lo observado. Al finalizar, la aplicación calcula un índice de calidad de hábitat estándar y provee información sobre los factores que contribuyen al estado actual del lugar. El valor de calidad del hábitat representa el promedio de los valores asociados a cada pregunta del cuestionario. La información es automáticamente centralizada en un servidor vía internet y exhibida en un mapa colaborativo abierto a tiempo real.

La etapa de mapeo se realizó de manera simultánea en los tres municipios. En SAdA se buscó involucrar a la ciudadanía del partido en los mapeos colaborativos, para lo que se optó por dos estrategias principales: conexión con actores claves en el territorio y difusión al público en general (entrevistas para los medios locales, distribución de afiches en puntos claves del pueblo, jornada de difusión en la ribera del Río Areco y difusión por las redes sociales).

2.2. Análisis de datos

Se analizó la cantidad de datos recolectados por los distintos actores en los municipios de manera descriptiva para determinar el grado de utilización de la aplicación. Para evaluar la diferencia en la calidad de los datos ambientales recolectados por participación ciudadana y los recolectados por el personal municipal especializado se compararon los valores del índice de hábitat dentro de cada municipio mediante un análisis de la varianza (ANOVA). El esfuerzo de muestreo en los distintos municipios se demostró mediante la comparación entre el número de evaluaciones para cada participante por municipio a través del test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Y para evaluar la capacidad de la herramienta para ser incorporada como un instrumento de diseño de políticas públicas y un canal de comunicación entre los ciudadanos y el estado local, se utilizó una matriz comparativa. En ésta, se presenta información sobre cuatro dimensiones (Herramienta, Evidencia, Abordaje de recursos hídricos y Participación ciudadana) y se analizó en cada municipio en tres instancias (previa a la intervención con PreserVamos, durante el mapeo y posterior a la intervención).

3. Resultados y Discusión

La herramienta digital fue utilizada por parte del personal municipal para la recolección de datos en los tres municipios, con una cantidad de mapeos similar en Balcarce (51 mapeos) y en Mercedes (61 mapeos, Figura 1). En SAdA, la utilización de la herramienta por personal municipal fue muy baja en comparación con los otros municipios, aunque la participación ciudadana generó una cantidad de mapeos similar (50) a la recolectada por los esfuerzos municipales en Balcarce y en Mercedes, indicando que la herramienta fue utilizada en los tres municipios por todos los actores participantes del proyecto.

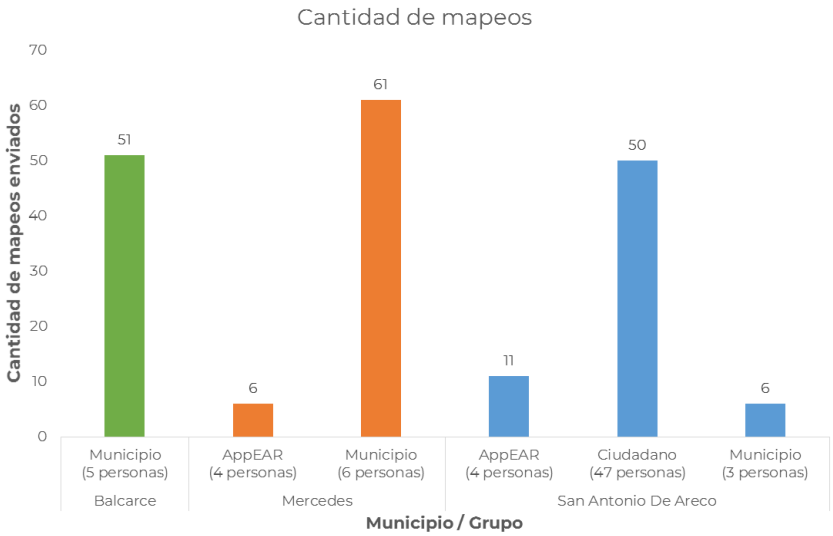


Figura 1. Cantidad de mapeos enviados durante la etapa de muestreo por los tres municipios y por los diferentes grupos participantes

El valor promedio del índice del hábitat fue 70.9 (∓15.67) para Balcarce, 79.4 (∓10.49) para Mercedes y 66.8 (∓13.6) para SAdA. Los resultados indicaron que hay diferencias significativas entre los datos recolectados por el Equipo Municipal, Equipo AppEAR y los obtenidos por los Ciudadanos dentro de los tratamientos ($F=5.17$, $p<0.05$). El análisis a posteriori indica que en SaDA los valores obtenidos por los Ciudadanos fueron menores a los obtenidos por el Equipo AppEAR y los Empleados Municipales.

La generación de información mediante la iniciativa de ciencia participativa representó un menor esfuerzo para el personal municipal. El esfuerzo de muestreo para Balcarce tuvo un promedio de 10.2 (∓3.83), Mercedes de 11.17 (∓8.86) y 2.91 (∓2.98) en SAdA. Los valores de esfuerzo de muestreo para los distintos tratamientos resultaron ser significativamente diferentes (Kruskal-Wallis $chi^2=17.7$; $df= 2$; $p<0.05$). En SAdA se obtuvo una similar cantidad de datos ambientales a los otros tratamientos con una mayor cantidad de participantes. El esfuerzo individual de los participantes en este municipio fue unas 3-4 veces menor que en los otros municipios ($p<0.05$).

Del análisis de la matriz de impactos, se observó que: a) los tres municipios incorporaron esta herramienta a sus gestiones, y particularmente en SAdA se decidió enfatizar la toma de muestras de calidad de agua y hábitat (estas últimas con la herramienta PreserVamos) con mayor frecuencia a la realizada anteriormente; b) se manifestó la utilidad específica de la app para monitorear el cumplimiento de la legislación en torno a las embarcaciones de motor, y para accionar frente a las floraciones de cianobacterias, mortandad de peces y derrames industriales; c) se propuso utilizar la aplicación con fines educativos, y d) se considera a PreserVamos como un canal más de comunicación entre la ciudadanía y el área de Ambiente, siendo esta una forma ágil y estandarizada de recibir información y reportes entorno a los cuerpos de agua.

4. Conclusiones

El empleo de herramientas digitales para el monitoreo del ambiente, como PreserVamos, puede ser muy beneficiosa para la gestión eficiente de los recursos hídricos, por el caudal y la calidad de información que puede generar, además de promover un involucramiento de la ciudadanía en el conocimiento y cuidado de estos recursos. Además, todos los actores municipales que participaron de la experiencia expresaron adquirir nuevos conocimientos y herramientas para la gestión de los recursos hídricos, revalorizando los cuerpos de agua desde un enfoque diferente, entendiéndolos a estos como parte de la identidad del municipio. La utilización de la herramienta digital por parte de la ciudadanía, además, permitiría involucrar a ésta en el cuidado del agua a través de generar conocimiento y conciencia sobre la importancia de este recurso. Por último, al actuar como un canal de comunicación, permitiría detectar en tiempo real eventos ecológicos (floraciones de cianobacterias, mortandad de peces y derrames industriales) y reportarlos directamente a los organismos estatales competentes.

Referencias bibliográficas

Aceves-Bueno E, Adeleye AS, Bradley D, Tyler Brandt W, Callery P, Feraud M, ... y Tague C. 2015. Citizen science as an approach for overcoming insufficient monitoring and inadequate stakeholder buy-in in adaptive management: criteria and evidence. Ecosystems, 18(3), 493-506.

Co_Lab-PNUD (2021).Ciencia Ciudadana Ambiental: Mapeo de iniciativas nacionales.

De Sherbinin A, Bowser A, Chuang TR, Cooper C, Danielsen F, Edmunds R, ... y Sivakumar K. 2021.The critical importance of citizen science data. Frontiers in Climate, 20.

Gurnell AM, England J, Shuker L, Wharton G. 2019. The contribution of citizen science volunteers to river monitoring and management: International and national perspectives and the example of the MoRPh survey. River Research and Applications, 35(8), 1359-1373.

Efectos indirectos del COVID-19 sobre el turismo y la calidad de agua en la Costa Atlántica Argentina

Carla V. SPETTER[a,b*], Eleonora M. FERNÁNDEZ[a,b] , Ma. Angeles SPEAKE[c], Benjamín ABASTO[a,b], John E. GARZÓN CARDONA[a,b], Ma. Elizabeth CARBONE[c], Melisa FERNÁNDEZ SEVERINI[a], Ana Ma. MARTINEZ[b,d].

[a] Instituto Argentino de Oceanografía, CONICET/UNS, Bahía Blanca, Buenos Aires
[b] Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires
[c] Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires
[d] Instituto de Química del Sur, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires
*Correspondencia a los autores, E-mail: cvspetter@gmail.com

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

La pandemia por COVID-19 ha forzado a las autoridades a tomar decisiones drásticas. En Argentina, durante el 2020, el aislamiento total obligatorio duró 37 días en todo el territorio Nacional y hasta 280 días en algunas jurisdicciones. Al inicio de la primera temporada de verano, luego del aislamiento, la activación del turismo planteó interrogantes sobre la afluencia turística y el potencial impacto en el medio ambiente, especialmente en cuanto a las nuevas medidas de bioseguridad. En este trabajo, se discuten tres probables escenarios (pesimista, tendencial y optimista) sobre el turismo en pandemia, previos a la temporada, luego lo que realmente sucedió y cómo ésto pudo afectar al turismo de sol y playa y a la calidad de agua en la Costa Atlántica Argentina. Para conocer la disposición a viajar de los habitantes del país se realizó una encuesta a través de Google durante Octubre-Noviembre del 2020 (N = 606 individuos). Se analizaron los datos de la afluencia turística de ocho destinos turísticos costeros. En base a literatura científica, se discutieron las probables cargas de nutrientes, compuestos orgánicos disueltos y residuos sólidos hacia la zona costera de donde se desprende que es probable un incremento en el caudal y la aparición de nuevos contaminantes emergentes por parte de la descarga de líquidos y sólidos urbanos. Los resultados mostraron que el *escenario tendencial* fue el predominante. A pesar de la disminución en la llegada de turistas, se observó una gran prediposición de la población a viajar con una preeminencia del turismo de sol y playa frente a otras modalidades. En contexto de pandemia, la gestión costera debería enfocarse en adaptar las plantas de tratamiento de aguas residuales con el fin de minimizar el impacto de los efluentes líquidos, así como también promover una adecuada gestión de los residuos sólidos urbanos.

Palabras clave: coronavirus; turismo; aguas residuales; manejo costero

1. Introducción

La pandemia por COVID-19 ha generado un gran impacto social y económico en todo el mundo. Este virus ha producido 559 millones de casos y más de 6,3 millones de muertes a nivel mundial (WHO, 2022). Al principio de la pandemia, se tomaron decisiones drásticas sobre el aislamiento y el distanciamiento social con el fin de evitar el contagio. El 3 de marzo de 2020 fue confirmado el primer caso de COVID-19 en Argentina, cuando la temporada estival había finalizado; luego, el aislamiento impulsado por el Decreto 297/2020 alcanzó los

280 días. La pandemia ha producido una importante desaceleración de las actividades socioeconómicas causando efectos directos e indirectos en el ambiente. Algunos fueron beneficiosos, como la disminución de óxidos de nitrógeno y carbono atmosférico y el material particulado menor a 2.5 µm en grandes ciudades; así como también, un aumento en la transparencia de ciertos cuerpos de agua (Dantas *et al.,* 2020; Lokhandwala y Gautam, 2020; Rume y Didar-Ul, 2020). Sin embargo, varios aspectos negativos para el ambiente tuvieron lugar: el incremento del uso de Elementos de Protección Personal (EPP) (Ardusso *et al.,* 2020), la suspensión del reciclaje, el aumento de residuos hopitalarios y nuevas fuentes de contaminación en la descarga de líquidos cloacales (Wang *et al*., 2020). En Argentina, los estudios referidos a los efectos indirectos sobre el turismo y la calidad de agua en un escenario de este tipo son escasos. Este trabajo discute los posibles efectos indirectos de la pandemia por COVID-19 en la costa Atlántica Argentina durante la primera temporada de verano. Para ello, se realizó una encuesta y se analizaron tres posibles escenarios previos a la temporada estival, se estudió la afluencia real de turistas a los destinos turísticos elegidos en 2021, se realizó una búsqueda bibliográfica, se estudiaron imágenes satelitales de floraciones algales producidas en la zona marino costera estudiada y se evaluó el probable impacto en la calidad del agua.

2. Materiales y Métodos

2.1. Sitio de estudio

La Costa Atlántica Argentina ocupa una extensión de 1200 km e involucra 5 provincias desde Buenos Aires hasta Tierra del Fuego. Es posible considerar dos zonas con características geomorfológicas y climáticas diferentes: la Región Costera Pampeana (35° S - 41° S) y la Región Costera Patagónica (41°S – 55°S) (Dadon, 2010). Los destinos costeros analizados durante Enero 2017 - 2021 (Mar del Plata, Pinamar, Villa Gesell, Viedma, Las Grutas, Puerto Madryn, Río Gallegos y Ushuaia) fueron seleccionados en base a la disponibilidad de datos de fuentes oficiales nacionales (Ministerio de Turismo y Deportes de Argentina y el Instituto Nacional de Estadística y Censos).

2.2. Encuesta a ciudadanos

Se realizó a través de Google durante octubre-noviembre 2020 (N= 606 individuos, https://forms.gle/htYy66mcyE3wNZCa9) que estuvo disponible para toda la población argentina. Las preguntas incluían el lugar de residencia, destino elegido para vacacionar, disponibilidad a viajar por temor a la pandemia, uso de desinfectantes y conocimiento sobre el tratamiento de los líquidos urbanos en su localidad, entre otros.

2.3. Análisis de escenarios

Se utilizó la propuesta de Botero *et al.* (2020) que plantean tres escenarios: *pesimista, tendencial* y *optimista*. Los mismos fueron contrastados con encuestas y estadísticas oficiales.

2.4. Calidad de agua

Debido a la imposiblidad de tomar muestras durante el aislamiento, se realizó una búsqueda de literatura científica (2019 – 2022) mediante ScienceDirect, Google Scholar, PubMed, SciELO, Scopus y Carrot2. Se utilizaron los siguientes términos: "nutrient pollution", "sewage discharges", "coastal environments", "touristic beaches", "COVID-19 pandemic", "coastal management", "phytoplankton blooms", "organic matter", "disinfectants", "plastics" y "Argentinian beaches". Se describió el estado del arte del tema y sus implicancias ambientales en el área de estudio. Se analizaron las imágenes satelitales de la NOAA de Clorofila-a a lo largo de la costa bonaerense en un escenario pre-pandémico (enero 2020) y en uno pandémico (enero 2021). En los casos en los que se detectaron floraciones algales, se recogieron los datos relativos a la temperatura del aire y la temperatura de la superficie del mar.

3. Resultados y Discusión

La encuesta fue respondida mayoritariamente por residentes de las provincias de Buenos Aires (76%), Chubut (15%) y Río Negro (5%); y en menor medida de La Pampa, Neuquén, Formosa, Tierra del Fuego, Santa Fe y CABA. Los resultados mostraron que en su mayoría los argentinos saldrían de vacaciones al mar y los destinos elegidos serían Pehuen Co (28.1%), Monte Hermoso (27.9%), Mar del Plata y su área de influencia (15.9%), Puerto Madryn (9.4%), Las Grutas (6.5%), Necochea (5.5%) y Miramar (5.3%). El resto de las zonas costeras se mantuvieron entre el 0.3 – 0.4% (Figura 1A).

De los escenarios planteados, el *tendencial* fue el predominante; caracterizado por el regreso a la actividad turística bajo la "antigua modalidad", similar a tiempos pre-pandemia. En la temporada estival 2021 se observó una disminución de turistas en los destinos costeros analizados en comparación con las temporadas anteriores (2017-2020) (Figura 1D). La estadística fue encabezada por la costa atlántica donde el Partido de la Costa, Mar del Plata y Villa Gesell fueron los tres puntos vacacionales más elegidos del país (Ministerio de Turismo y Deporte de Argentina, 2021). Mientras ésto facilitaría la recuperación de puestos de trabajo, las nuevas medidas de seguridad biosanitaria podrían promover una mayor degradación de los ecosistemas costeros; observándose un aumento de los vertidos a la costa, tales como residuos sólidos y descarga de líquidos urbanos.

Los componentes activos de la mayoría de los desinfectantes contienen compuestos químicos corrosivos, sales de amonio cuaternario (QAs), liberadores de Cl (Cl-A) y agentes

oxidantes (OAs). En Argentina, se observó un uso del 70.7% para Cl-A y un 5.5% QAs, y un incremento en el uso de alcohol 70%. Las QAs se han detectado en aguas residuales y superficiales y en sedimentos; a su vez, se han explorado sus efectos en la resistencia a los antibióticos (Hora *et al.,* 2020). Los Cl-A y OA afectan a los organismos acuáticos destruyendo sus paredes celulares. En las aguas superficiales costeras (ricas en materia orgánica) el uso excesivo de Cl-A conduce a la formación de trihalometanos (HCX_3) y ácidos haloacéticos (HAA) que son tóxicos para los organismos (Emmanuel *et al.,* 2004). Además, los Cl-A y QACs pueden combinarse con el nitrógeno, formando cloramina y N-nitrosodimetilamina, compuestos cancerígenos (Hora *et al.,* 2020).

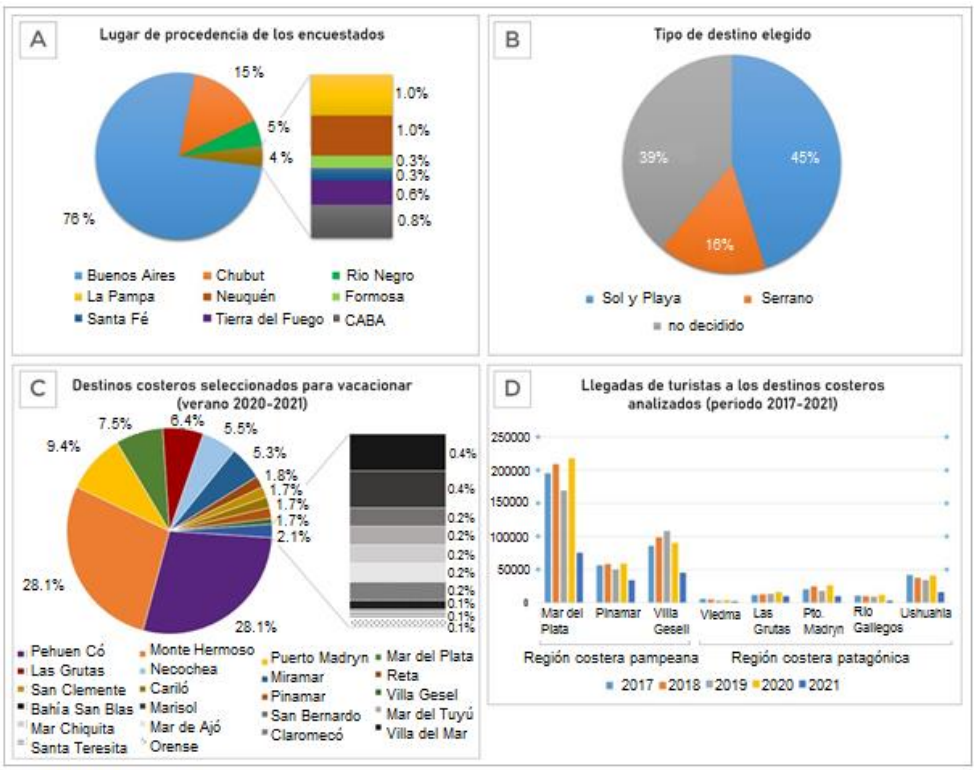


Figura 1. (A, B y C) Resultados obtenidos de la encuesta. (D) Llegada de turistas a los destinos analizados de la Costa Atlántica Argentina

El incremento de visitantes a la Costa Atlántica Argentina aumenta el uso de este tipo de compuestos y también en la carga de nutrientes de N y P provenientes de la descarga de aguas residuales o líquidos cloacales con escaso tratamiento. A pesar de la menor afluencia de turistas en 2021, el repentino aumento poblacional debido al turismo podría provocar un abrupto incremento en el aporte de este tipo de contaminantes lo que en parte, puede provocar floraciones algales como la observada en Mar del Plata (2 de febrero 2021) (Imagen satelital no incluida por falta de espacio) favorecida por las altas temperaturas; así como también un incremento en el descarte del plástico y textiles de un solo uso, entre otros nuevos contaminantes emergentes. Cabe destacar que estos tipos de plásticos y fibras (microplásticos) se acumulan en la columna de agua.

Por útlimo, de un total de 43 estudios analizados, se encontraron 26 trabajos relacionados con el efecto del COVID-19 sobre la contaminación costera y la calidad del agua, y sólo 4 de ellos fueron realizados en Argentina donde se menciona especialmente el aporte de plásticos, nanomateriales y textiles.

Teniendo en cuenta que parte de la gestión costera consiste en evitar la contaminación (Sharma *et al.*, 2020) y la propagación del virus existente; este problema debería ser considerado en un contexto socio-ecológico. Por lo tanto, en un escenario de este tipo, deben aplicarse políticas públicas que apoyen el turismo de sol y playa cuidando tanto la salud de las personas como el ecosistema en general.

4. Conclusiones

La rápida propagación del SARS-CoV-2 ha cambiado radicalmente el mundo y una de las actividades más afectadas fue el turismo. En Argentina el retorno a la actividad turística en la primera temporada de verano con nuevas medidas de bioseguridad contribuyó a la contaminación de las playas y planteó nuevos desafíos frente a la carga de contaminantes, especialmente contaminantes emergentes. Existe una necesidad de adaptar y/o mejorar las plantas de tratamientos de líquidos cloacales que no solo reciben los contaminantes conocidos por la comunidad científica sino también nuevos contaminantes emergentes y nuevas fuentes de contagio, así como también una adecuada disposición de los residuos sólidos.

Agradecimientos: Los autores agradecemos a todos los argentinos que gentilmente respondieron la encuesta y a la UNS (PGI: 24/Q109 – 24/Q104 – 24/ZG19).

Referencias bibliográficas

Ardusso M, Forero-López AD, Buzzi NS, Spetter CV, Fernández Severini MD. 2020. *Science of The Total Environment* (763): 144365.

Botero CM, Mercadé S, Cabrera JA, Bombana B. 2020. El turismo de sol y playa en el contexto de la COVID-19. Escenarios y recomendaciones. Red Iberoamericana de Gestión y Certificación de Playas – PROPLAYAS. 2020. Santa Marta (Colombia), 120 páginas.

Dadon JR. 2010. Manejo costero en la República Argentina. En: Barragán Muñoz, J.M. (coord.). Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio. Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, 235 – 260.

Dantas G, Siciliano B, Boscaro França B, da Silva CM, Arbilla G. 2020. *Science of the Total Environment* (729): 139085.

Emmanuel E, Keck G, Blanchard JM, Vermande P, Perrodin Y. 2004. *Environment International* (30): 891–900.

Hora PI, Pati SG, McNamara PJ, Arnold WA. 2020. *Environmental Science and Technology Letters* (7), pp. 622−631.

Lokhandwala S, Gautam P. 2020. *Environmental Research*, vol. 188, pp. 109807.

Rume T, Didar-Ul Islam SM. 2020. *Heliyon (6)*: e04965.

Ministrio de Turismo y Deporte de Argentina. 2021a. Informe turismo internacional total país. Mayo 2021. Available at: https://www.yvera.tur.ar/estadistica/documentos/descarga/609c409bc5808947864236.pdf

Sharma HB, Vanapalli KR, Shankar Cheela VR, Ranjan VP, Jaglan AK, Dubey B, Goel S, Bhattacharya J. 2020. *Resource, Conservation and Recycling* (162): 105052.

Wang J, Shen J, Ye D, Yan X, Zhang Y, Yang W, Li X, Wang J, Zhang L, Pan L. 2020. *Environmental Pollution*, vol. 262, pp. 114665.

WHO. 2022. https://covid19.who.int/ (19 Julio 2022)

Vinculación entre gestión pública y ámbito académico para el manejo de un lago urbano. El caso del Lago Los Patos, Bahía Blanca

Paula A. ZAPPERI[ab]*, Vanesa Y. BOHN[ab], Ana M. MARTÍNEZ[c], Luciana TARSIA[d], Guillermo PERA VALLEJOS[de], Cristina PITSCH[f], Pablo BIANCO[d]

a Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS)
b Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
c Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)
d Dirección General de Espacios Públicos. Municipalidad de Bahía Blanca
e Departamento de Geología, Universidad Nacional del Sur (UNS)
f Dirección de Ordenamiento Forestal Urbano. Municipalidad de Bahía Blanca
*Correspondencia a los autores, E-mail: paula.zapperi@uns.edu.ar

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

El objetivo del presente trabajo es exponer las actividades planteadas en el marco de un convenio específico de colaboración que vincula al ámbito académico con el de la gestión pública para el monitoreo y manejo del lago Los Patos (Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires). Se trata de un lago artificial que se encuentra en el principal parque de la ciudad y que tiene conexión con el arroyo Napostá Grande, con nacientes en el Sistema de Ventania. Con la firma del convenio de colaboración entre docentes de la Universidad Nacional del Sur y personal de la Dirección de Espacios Públicos del Municipio de Bahía Blanca se formalizó un vínculo de trabajo y tuvo lugar la formación de un grupo de trabajo interdisciplinario en el que se conjugan distintas formaciones académicas con experiencias profesionales. Dentro de las actividades planteadas se llevaron a cabo mediciones y análisis de parámetros relacionados con la hidrometría, las características ópticas y las variaciones físicas y químicas del agua. A su vez, se propuso el informe periódico de actividades al municipio como también a la comunidad. Se busca de esta manera contribuir con la valoración ambiental del lago por parte de la población. A través de un esfuerzo de coordinación se ha logrado avanzar en la toma de datos y la generación de información de base para el manejo de este ecosistema. Todo esto a su vez en un marco institucional que propicia los espacios de difusión de resultados hacia la población, que es en definitiva el sector que hace uso de este ambiente acuático y que por lo tanto su concientización es fundamental.

Palabras clave: lago urbano; gestión local; estado trófico; Bahía Blanca

1. Introducción

Los lagos conforman ecosistemas acuáticos que al integrarse en el paisaje urbano incrementan la calidad de vida de los habitantes a partir de los diferentes servicios ecosistémicos que brindan. Contribuyen a regular ciertos parámetros del clima en su entorno, a colectar el agua de la lluvia excedente y brindan hábitat a diversas especies. También constituyen espacios en los que pueden realizarse actividades recreativas y culturales (Mancini *et al.,* 2012; Fontanarrosa *et al.,* 2021). No obstante, las actividades urbanas pueden alterar a estos ecosistemas acuáticos provocando un aumento de la turbidez del agua, el florecimiento de algas y el aumento de la concentración de sustancias tóxicas. De esta

manera, los lagos urbanos cesan en el aporte de sus funciones y los servicios mencionados. Es por ello que su gestión y manejo constituyen un desafío para los gobiernos locales (Quirós, 2007).

Los lagos urbanos pueden ser de origen natural o artificial. El caso presentado constituye un ejemplo de lago artificial que forma parte de un parque urbano. Se trata del Lago Los Patos en la ciudad de Bahía Blanca. Su uso recreativo tuvo protagonismo desde el año 1937 hasta fines de la década del '60 con la instalación de un restaurante en una de las islas, denominado "El Lido". Si bien este cuerpo de agua constituye uno de los recursos acuáticos más importantes del partido de Bahía Blanca no existen investigaciones y antecedentes concretos que permitan hacer un diagnóstico preciso de su condición. Ello motivó, en 2019, la ejecución de un Proyecto de Extensión Universitaria (PEU)[1] que contó con el subsidio de la Universidad Nacional del Sur (UNS). Su objetivo era explorar y dar a conocer distintos aspectos del ecosistema a fin de revalorizar su presencia en la ciudad. El desarrollo de este proyecto planteó nuevas inquietudes a la vez que generó un vínculo de colaboración con la Municipalidad del Bahía Blanca dado que esta institución tiene injerencia directa en su gestión. En el mes de enero de 2021 se retoma la vinculación a raíz de la mortandad de peces registrada en el lago tras días consecutivos con temperaturas mayores a 30°C. A esto se sumó un acto de vandalismo que dañó la estación de bombeo con la cual se extraía el agua subterránea que lo alimentaba (Diario La Nueva, 2021a). Ambos sucesos pusieron en evidencia la necesidad de información científica que pueda sustentar la toma de decisiones en relación al manejo del lago. Es en este contexto es que se firmó un convenio específico de colaboración entre los Departamentos de Química y de Geografía y Turismo de la UNS con la Dirección de Espacios Públicos del Municipio de Bahía Blanca. De esta manera, el objetivo del presente trabajo es exponer las actividades planteadas en el marco del mencionado convenio, el cual vincula al ámbito académico con el de la gestión pública para el monitoreo y el manejo del Lago Los Patos, ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires.

1.1. Área de estudio

El Lago Los Patos, localizado en la ciudad de Bahía Blanca, tiene una superficie aproximada de 1,25 ha y forma parte del Parque de Mayo. Este último se fundó en el año 1906 con la forestación de 60 ha y constituye el principal espacio verde de la ciudad (Fernández Beschtedt, 1948). La generación del lago tuvo como objetivo el mantenimiento del nivel

[1] El Proyecto de Extensión Universitaria de denominó Valoración ambiental de un lago urbano: el caso del lago Los Patos (Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires) (CSU-237/19). Contó con el financiamiento de la Secretaría General de Cultura y Extensión Universitaria, Universidad Nacional del Sur. Período: 05/2019 – 04/2020

freático y la distribución del agua a través de acequias que favorecieran el abastecimiento hídrico de las especies arbóreas del entorno (Minervino, 2021).

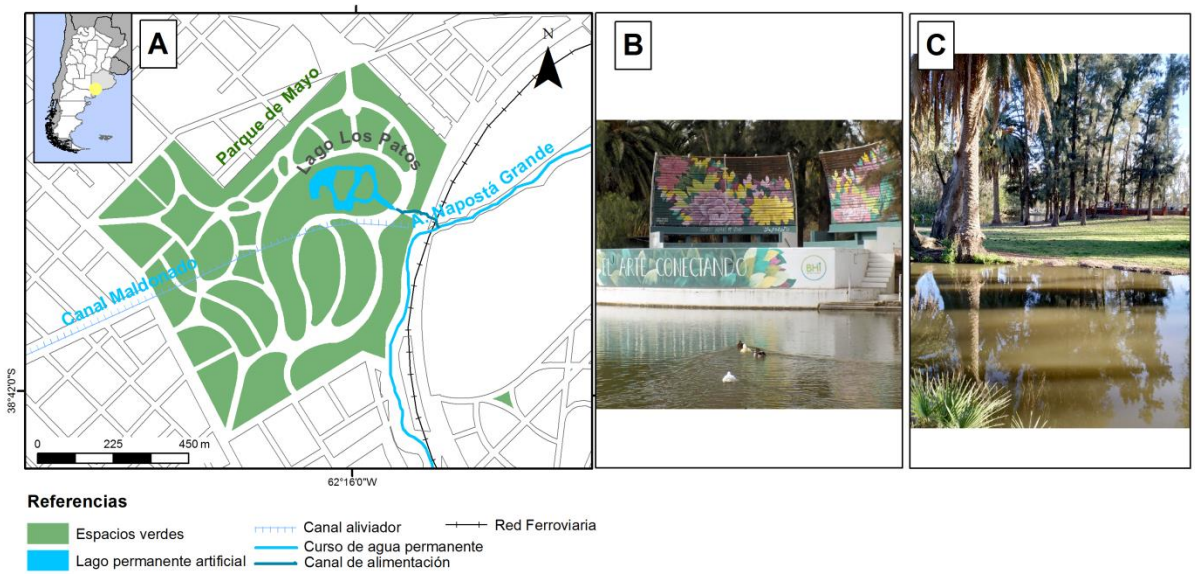


Figura 1. Lago Los Patos: A) Localización del lago en el Parque de Mayo, Bahía Blanca B) Fotografía del anfiteatro C) Isla con plaza seca. Lago Los Patos. Fuente: A) elaboración propia sobre la base de información vectorial del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Municipalidad de Bahía Blanca e imagen de Reale, A. (2021). B) Fotografía tomada por Martinez, A. (2022). C) Fotografía tomada por Bohn, V.Y. (2022)

Inicialmente, la fuente de alimentación del lago, además de las precipitaciones, provenía exclusivamente del arroyo Napostá Grande. La cuenca hidrográfica del arroyo homónimo forma parte del derrame de la vertiente suroccidental del Sistema de Ventania de la provincia de Buenos Aires (Carrica, 1998) y tiene sus nacientes en el cerro Tres Picos (1.234 msnm), a una distancia aproximada de 100 km. En su trayecto hacia del estuario de Bahía Blanca, el mencionado curso de agua, atraviesa la trama urbana y recibe el aporte de los conductos de desagüe pluvial. A su vez, sobre un partidor natural del tramo que escurre dentro del Parque de Mayo se realizó un canal derivador (Canal Maldonado) que funciona como aliviador de crecidas. La canalización que encauza el agua del arroyo hacia el lago se inicia aguas arriba y, en la actualidad, queda comprendida dentro de las instalaciones de un club de golf (Club de Golf Palihue). Hacia la actualidad, se instalaron bombas para complementar la alimentación del cuerpo de agua con el ingreso de agua subterránea (Diario La Nueva, 2021b).

2. Actividades propuestas en el marco del convenio específico de colaboración

La firma del convenio específico de colaboración formalizó un vínculo de trabajo entre los Departamentos de Química y de Geografía y Turismo de la UNS con la Dirección de Espacios Públicos del Municipio de Bahía Blanca que había comenzado con las actividades de extensión universitaria sobre el Lago Los Patos y también por el interés conjunto de generar avances para el monitoreo ambiental del mismo. La integración de docentes y estudiantes de

las UNS con el personal del municipio bahiense implicó la formación de un grupo de trabajo interdisciplinario en el que se conjugan distintas formaciones académicas con experiencias profesionales. De esta manera, se desarrollaron reuniones para exponer objetivos y metodologías de trabajo que dieron lugar finalmente a la elaboración y posterior firma del convenio específico de colaboración. En este marco, se acordó entre las partes la ejecución de actividades en el lago como la generación de espacios de divulgación de avances y resultados.

2.1. Medición y relevamiento

La ejecución del convenio se estructura principalmente en función del estudio de parámetros físico-químicos e hidrométricos con el fin de generar información de base que contribuya con su monitoreo y gestión. De esta manera, con el fin de conocer el estado trófico del lago se propuso medir conductividad eléctrica, clorofila-a, nutrientes, temperatura del agua y oxígeno disuelto y su estudio se planificó a escala mensual y estacional. Desde el punto de vista hidrométrico, se planteó el relevamiento de la profundidad como principal parámetro de análisis.

2.2. Divulgación de resultados

Otro aspecto fundamental dentro del desarrollo del presente convenio es la presentación y divulgación de resultados. En este sentido, se planteó el informe periódico de actividades por parte de la UNS no solo al Municipio de Bahía Blanca sino también a la comunidad. Se busca de esta manera contribuir con la valoración ambiental del lago por parte de la población.

3. Resultados y Discusión

A partir del mes de septiembre de 2021 se comenzaron las campañas mensuales. Asimismo, se mantuvo un contacto frecuente con la Dirección de Espacios Públicos pues el acceso y la navegación en el lago queda a su cargo. Hasta la fecha se realizaron 10 campañas de mediciones *in situ* y toma de muestras de agua y sedimento de fondo para el posterior análisis en laboratorio de variables físico-químicas, granulométricas y de materia orgánica. Asimismo, se midió la turbidez y en las oportunidades en las que se pudo navegar en el lago se registró la profundidad en un promedio de 35 puntos que fueron georreferenciados y luego incorporados a un Sistema de Información Geográfica (SIG). Por otra parte, se realizaron 4 relevamientos de la respuesta espectral del agua con un espectroradiómetro Ocean Optics USB 2000+ sobre 8 sitios pre-establecidos. Estos resultados se analizan en función de las variaciones de clorofila-a y turbidez para determinar la existencia de zonas homogéneas en términos de parámetros ópticos.

Otro aspecto fundamental en la ejecución del convenio fue la realización de reuniones entre las partes para la presentación de resultados preliminares. Asimismo, se desarrollaron 2 charlas abiertas a la comunidad. Una de ellas fue realizada de forma previa al inicio del convenio para presentar los lineamientos de trabajo. La segunda charla es de reciente

realización por lo que se expusieron los principales avances y un diagnóstico preliminar de la calidad del agua del lago.

4. Conclusiones

El caso presentado constituye un ejemplo de formalización de un vínculo de colaboración entre la gestión pública local y el ámbito académico que tuvo su inicio en la ejecución de un proyecto de extensión universitaria. A través de un esfuerzo de coordinación se ha logrado avanzar en la toma de datos y la generación de información de base para el manejo del ecosistema. Todo esto a su vez en un marco institucional que propicia los espacios de difusión de resultados hacia la comunidad, principal sector de la sociedad que hace uso de este ambiente acuático y que por lo tanto su concientización, respecto al cuidado del mismo, es fundamental.

Agradecimientos: El presente trabajo se realizó en el marco del Convenio Específico de Colaboración celebrado entre la Municipalidad de Bahía Blanca y los Departamentos de Química y Geografía y Turismo de la UNS. Se agradece al Arq. Arrigo Reale, al Sr. Pablo Camilleri y los estudiantes Azul Gilabert, Lucía Verdugo, Celeste Beruschi y Emiliano Loggiacco.

Referencias bibliográficas

Carrica J. 1998. Hidrogeología de la cuenca del arroyo Napostá Grande, Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Departamento de Geología. Universidad Nacional del Sur. 215 pp.

Diario La Nueva. 2021a. Piden informes por la aparición de peces muertos en el lago del Parque de Mayo. Fecha de publicación: 1 de febrero de 2021.

Diario La Nueva. 2021b. El Municipio y el Club de Golf buscan soluciones a la falta de agua en el Parque de Mayo. Fecha de publicación: 4 de febrero de 2021.

Fernández Beschtedt E. 1948. Parque municipal y barrio adornado de la ciudad de Bahía Blanca. Informe general. 48 pp.

Fontanarrosa MS, Gómez L, Avigliando L, Lavarello A, Allende L. 2021. Estudio del uso de la tierra en el entorno de lagunas urbanas y su relación con la calidad del agua para la vida acuática. III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente

Mancini M, Crichigno S, Ortiz M, Haro G. 2012. Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos: el caso del lago Villa Dalcar (Córdoba, Argentina). Biología Acuática (27), 175–189.

Minervino, M. 2021. El Lido bahiense: un espacio que marcó una época en el parque de Mayo. Diario La Nueva. Fecha de publicación: 27 de junio de 2021.

Quirós R. 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 16 pp.

La representación de las macrófitas en las ediciones del Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos: una mirada desde la Disparidad Perceptual hacia las Plantas

Juan M. GOYENETCHE[a*] y Rosa L. SCARAMUZZINO[a]

[a] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
[*] Correspondencia a los autores, E-mail: juang@azul.faa.unicen.edu.ar

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

A pesar de su trascendencia, las plantas son actualmente subestimadas en muchos sectores de la sociedad moderna. El fenómeno recientemente renombrado como Disparidad Perceptual hacia las Plantas (DPP), representa una de las principales causas de la crisis que experimenta la botánica del siglo XXI. Ante la pregunta de si la infrarrepresentación de las plantas se manifiesta también en los eventos científicos, en este trabajo se analizó la producción científica en nueve ediciones del Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos con el fin de evaluar la representación de las macrófitas, identificar tendencias en los grupos de seres vivos estudiados y relacionarlas con la DPP. El porcentaje de trabajos sobre macrófitas fue el menor (9.1%) de todas las categorías de organismos, mientras que los animales vertebrados tuvieron una representación del 24.8%. En los diferentes EMEAP, el porcentaje de trabajos sobre macrófitas fue dispar, no observándose una tendencia. Se destaca la importancia de incrementar la representación de las plantas en los ámbitos académico-científicos para reducir los efectos de la DPP.

Palabras clave: ceguera vegetal; disparidad perceptual hacia las plantas; botánica

1. Introducción

Las plantas constituyen la base para la supervivencia de la vida sobre la Tierra (Crisci *et al.*, 2019). Sin embargo, la botánica del siglo XXI se encuentra en una crisis, tal como lo evidencia la disminución en el número de botánicos participando en reuniones científicas. Una de las causas de esta crisis es el fenómeno conocido como ceguera vegetal o ceguera de las plantas (en inglés, *plant blindness*), que supone uno de los retos más complejos para los botánicos (Mayoral García-Berlanga, 2019). Se define a la ceguera vegetal como la incapacidad de ver o notar las plantas en el propio entorno, de reconocer su importancia en la biosfera y en los asuntos humanos, y de apreciar sus características estéticas y biológicas únicas; junto con la errónea clasificación antropocéntrica de las plantas como inferiores a los animales (Wandersee y Schussler, 1999).

Varios estudios muestran que los estudiantes prefieren estudiar animales en lugar de plantas (Baird *et al.*, 1984; Wandersee, 1986) y que no incluyen ejemplos de plantas al ser preguntados sobre los seres vivos que conocen, mencionando exclusivamente animales (Yorek *et al.*, 2008). Paradójicamente, las plantas forman la base de la mayoría de los hábitats de los animales y de toda la vida. Además, aunque los animales acaparan el centro de

atención respecto a la extinción, una de cada ocho especies de plantas en el mundo se encuentra en peligro de extinción (Wandersee y Schussler, 1999).

Si bien algunos investigadores han concluido que varios sesgos educativos, como la tendencia de algunos docentes a utilizar ejemplos de animales para enseñar conceptos biológicos (Allen, 2003), son responsables de la ceguera vegetal, Wandersee y Schussler (1999) consideran que el estado actual de infrarrepresentación de las plantas es mucho más que el resultado del zoocentrismo, por lo que ponen énfasis en las bases de percepción y cognición visual de por qué las plantas son pasadas por alto y descuidadas.

Recientemente, Parsley (2020) propuso renombrar a este fenómeno como *Plant Awareness Disparity*, denominación que fue traducida por Posso Granada (2022) como Disparidad Perceptual hacia las Plantas (DPP), ya que el problema radica en que las personas no distinguen las plantas en su entorno tan a menudo como lo hacen con otros organismos (principalmente animales), resaltando así que existe una disparidad entre cómo notamos y tratamos a plantas y animales en nuestros procesos de cognición visual.

Asimismo, se ha afirmado que a pesar de su trascendencia, las plantas son actualmente subestimadas en muchos sectores de la sociedad moderna (Stroud *et al.*, 2022). Por lo que surge la pregunta, ¿ocurrirá lo mismo en los eventos científicos?

En sus diferentes ediciones, el Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos ha recorrido diferentes ciudades a lo largo de la región pampeana siempre bajo el objetivo común de compartir conocimiento para optimizar la gestión de los ambientes acuáticos (Cortelezzi *et al.*, 2019). En estos ecosistemas, las plantas vasculares, frecuentemente denominadas macrófitas (Cronk y Fennessy, 2001), cumplen un rol fundamental, ya que proporcionan alimento y refugio a un gran número de organismos (Tur, 1995). Cabe preguntarse, entonces, si las macrófitas son poco valoradas o están lo suficientemente representadas en las reuniones científicas sobre la temática.

En este sentido, este trabajo tiene el objetivo de analizar la producción científica en nueve ediciones del Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos con el fin de evaluar la representación de las macrófitas, identificar tendencias en los grupos de seres vivos estudiados y relacionarlas con la Disparidad Perceptual hacia las Plantas.

2. Materiales y Métodos

Se realizó un análisis bibliométrico consultando las revistas y los libros de las ediciones II a X del Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (Freyre *et al.*, 2003; Grosman y Sanzano, 2005; Maroñas, 2008; Salibián, 2009; Echaniz y Vignatti 2012; Mancini *et al.*, 2014; EMEAP, 2015; 2017; Cortelezzi *et al.*, 2019). A partir de la exploración de los diferentes trabajos, se crearon categorías de grupos de organismos y se contabilizó el número de artículos, resúmenes y presentaciones orales que los estudiaban. Aquellos

trabajos que no mencionaban organismos, fueron categorizados como “Sin organismos”, mientras que los que implicaban dos o más grupos dentro de los considerados, fueron incluídos en la categoría “Mixto”; a excepción de los que integraban el estudio de macrófitas junto con otros grupos, que fueron categorizados igualmente dentro de “Macrófitas”, dado que éstas eran consideradas hábitats o alimento de otros grupos (algas, hongos, macroinvertebrados, peces, etc.). Los datos se recopilaron en una planilla de Excel, y posteriormente fueron procesados para la elaboración de los gráficos y estadísticas.

3. Resultados y Discusión

Sobre un total de 505 artículos publicados, el porcentaje de trabajos sobre macrófitas fue el menor (9.1%, 46 trabajos) de todas las categorías de organismos (Figura 1), mientras que los animales vertebrados tuvieron una representación del 24.8%, del cual el 94.4% (118 trabajos) correspondían a peces, 3.2% (4) anfibios, 1.6% (2) aves y 0.8% (1) reptiles.

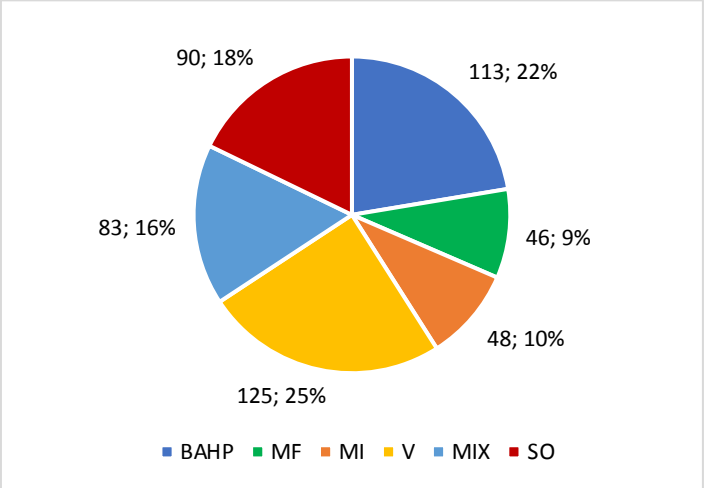


Figura 1. Número de trabajos y porcentaje de grupos de organismos representados en el total de trabajos analizados. BAHP: Bacterias, Algas, Hongos y Plancton; MF: Macrófitas; MI: Macroinvertebrados; V: Vertebrados; MIX: Mixto; SO: Sin organismos.

El porcentaje de trabajos sobre macrófitas en los diferentes EMEAP fue dispar, no observándose una tendencia (Figura 2). El máximo porcentaje se dió en la VII edición (22.2%); y el mínimo valor en la edición II, donde no se encontraron trabajos completos sobre macrófitas. En general, en todas las ediciones fue menor el porcentaje de trabajos sobre macrófitas que sobre vertebrados, excepto en la VII en donde fue igual. Estos valores son coincidentes con los obtenidos en estudios sobre libros de texto de Biología, donde predominan los ejemplos con animales (Stroud *et al.*, 2022).

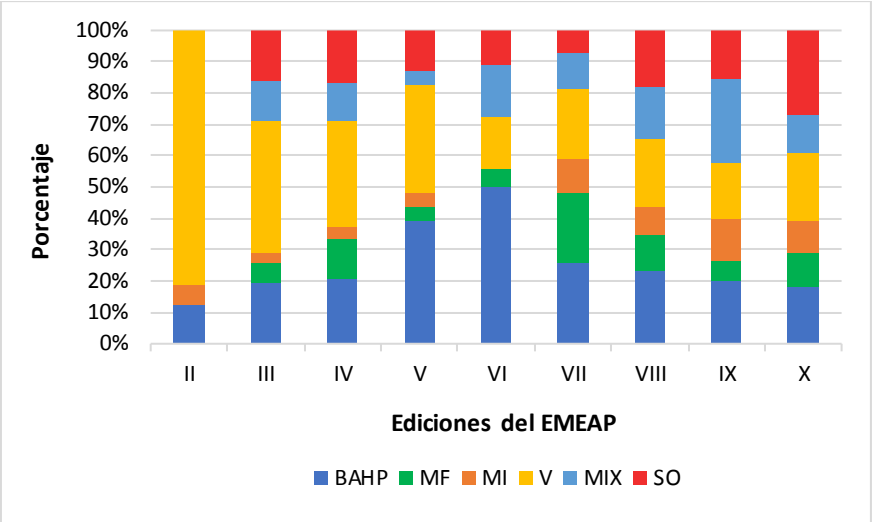


Figura 2. Proporciones de grupos de organismos representados en 9 ediciones del EMEAP. BAHP: Bacterias, Algas, Hongos y Plancton; MF: Macrofitas; MI: Macroinvertebrados; V: Vertebrados; MIX: Mixto; SO: Sin organismos.

La mayoría de los trabajos que estudiaron o utilizaron macrófitas en la metodología, lo hicieron junto con otros grupos de organismos, lo que puede tener relación con la impronta ecológica del congreso. En algunos casos se utilizaron como indicadoras de calidad, por ejemplo, en índices de calidad de ribera; o se consideraron formadoras de ambientes para otros organismos, como el epifiton. En otros casos, determinadas especies fueron utilizadas en estrategias de manejo y reintroducción de vegetación riparia para la rehabilitación de arroyos. También se analizaron especies exóticas invasoras de arroyos pampeanos. Se observaron muy pocos trabajos centrados en la identificación de macrófitas asociadas a ambientes acuáticos; mientras que en varios se mencionan pero sin identificar las especies. El reconocimiento de las especies ha sido uno de los tópicos incluidos dentro de los análisis de los contenidos de los programas de Biología y su relación con la DPP (Stroud *et al*., 2022). En este punto, la enseñanza de la botánica tiene una gran oportunidad para reducir los efectos de la DPP en la formación de biólogos.

4. Conclusiones

Desde los ámbitos académico-científicos, es necesario incentivar la participación de quienes investigan sobre plantas, especialmente en eventos no estrictamente botánicos, como forma de visibilizar su importancia en el ambiente y así reducir la DPP. La inclusión de una mesa redonda en la décima edición del EMEAP con la temática "Vegetación Ribereña y Macrófitas Acuáticas: Usos e implementación para el manejo de ecosistemas acuáticos superficiales y aguas residuales", es una muestra del camino a seguir de cara a la revalorización de las plantas en los eventos científicos, entendiendo que son la base de la vida en la Tierra, y particularmente, reconociendo su potencial en el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Referencias bibliográficas

Allen W. 2003. Plant blindness. *BioScience*. 53: 926-926.

Baird J, Lazarowitz R y Allman V. 1984. Science choices and preferences of middle and secondary school students in Utah. *Journal of Research in Science Teaching*. 21: 47-54.

Cortelezzi A, Entraigas I, Grosman F y Masson I (eds). 2019. Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos. Azul, Argentina. 422 págs.

Crisci J, Apodaca M y Katinas L. 2019. El fin de la Botánica. *Revista del Museo de la Plata*. 4: 41-50.

Cronk J y Fennessy M. 2001. *Wetland plants: biology and ecology*. Ed. CRC Press. Boca Ratón, Estados Unidos. 482 págs.

Echaniz S y Vignatti A. (eds). 2012. Trabajos completos del IV Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. *Biología Acuática*. 27: 1-228.

EMEAP. 2015. *VIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Presentaciones*. Buenos Aires, Argentina. 148 págs.

EMEAP. 2017. IX Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. *Biología Acuatica*. 32 (Esp.): 1-148.

Freyre L, Maroñas M, Sendra E y Dománico A. (eds.). 2003. Trabajos completos de II Jornadas de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, La Plata 2002. *Biología Acuática*. 20: 1-100.

Grosman F y Sanzano P. (eds.). 2005. Trabajos completos del III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. *Biología Acuática*. 22: 1-258.

Mancini M, Biolé F y Cibils L. (eds.). 2014. Trabajos completos VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Río Cuarto. *Biología Acuática*. 30: 1- 319.

Maroñas M. 2008. Trabajos completos del IV Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos 2007. *Biología Acuática.* 24: 1-172.

Mayoral García-Berlanga O. 2019. Las plantas como recursos didáctico. La Botánica en la enseñanza de las Ciencias. *Flora Montiberica*. 73: 93-99.

Parsley K. 2020. Plant awareness disparity: A case for renaming plant blindness. *Plants, People, Planet*. 2: 598-601.

Posso Granada L. 2022. Educación ambiental en el marco de Historia Verde: aproximación desde la Disparidad Perceptual hacia las Plantas. Tesis de Maestría. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 102 págs.

Salibián A. (ed.). 2009. Trabajos completos del V Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Luján 2008. *Biología Acuática*. 26: 1- 240.

Stroud S, Fennell M, Mitchley J, Lydon S, Peacock J y Bacon K. 2022. The botanical education extinction and the fall of plant awareness. *Ecology and Evolution*. 12: 1-14.

Tur N. 1995. Hydrophyta. En: Lopretto E y Tell G. (eds). *Ecosistemas de aguas continentales*. Ediciones Sur. La Plata. Págs. 443-477.

Wandersee J. 1986. Plants or animals: Which do junior high school students prefer to study? *Journal of Research in Science Teaching*. 23: 415-426.

Wandersee J y Schussler E. 1999. Preventing plant blindness. *The American biology teacher.* 61: 82-86.

Yorek N, Aydin H, Ugulu I y Dogan Y. 2008. An Investigation on Students' Perceptions of Biodiversity. *Online Submission*. 7: 175-184.

Humedales urbanos, el territorio en disputa: Experiencia de diseño participativo de un humedal fluvial en el Área Metropolitana de Buenos Aires

Bárbara M. GOMEZ[a*], Martín SARACENO[b], Samuel DIAZ[a], Sebastian GOMEZ LUGO[b], Nehuen P. SERPA[c] y Martín GRAZIANO[b]

[a] Subgerencia Centro de Tecnología del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires
[b] Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
[c] Proyecto Hábitat Claypole - FOL
[*]Correspondencia a los autores, E-mail: barbaramarion@gmail.com

Eje temático: Educación ambiental, gestión y comunicación pública de la ciencia

Resumen

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas con la mayor oferta de bienes y servicios del planeta, y son el centro de importantes conflictos socio-ambientales en los territorios debido a la disparidad de intereses existentes. Las diferentes visiones o paradigmas en la gestión de los ecosistemas acuáticos urbanos pueden ser vistos como emergentes de dichas diferencias, a partir de los cuales se pone en debate el carácter y la forma que adopta el manejo, entre ellas las posibilidades de rehabilitación de estos cuerpos de agua. El objetivo de este trabajo es analizar un abordaje participativo referido al rediseño de un reservorio lineal ubicado sobre el arroyo San Francisco (Claypole, Buenos Aires), para la revalorización social de la zona y la provisión de beneficios ecosistémicos como una mejora en la capacidad de regulación de inundaciones, calidad del agua y la salud ambiental. Se llevó a cabo un proceso de co-producción con la comunidad y diferentes actores sociales, a partir de dos talleres, encuentros y reuniones de discusión focal. A partir de ellos, se realizó un análisis de texto de la transcripción de los encuentros, así como también de las preferencias de la comunidad en base a los atributos ecológicos de las especies seleccionadas. Del análisis de texto, las palabras más empleadas fueron: *espacio* (en particular, espacios verdes), *territorio, inundaciones, agua, cuenca, cambio, gente.* En el rediseño participativo se seleccionaron más de 40 especies de flora autóctona, siendo el ceibo (*Erythrina crista-galli*) y el mburucuyá (*Passiflora caerulea*) las elegidas por todos los grupos (n=5). El atributo flor fue el preferido con una valoración positiva sobre aquellas especies con floración vistosa y de color. A partir de la selección de especies por parte de la comunidad se confeccionó un plan de restauración que contempla la necesidad de la comunidad con una perspectiva ecológica. Se planea implementar este plan con el apoyo de las autoridades locales y mediante el trabajo de las cuadrillas de trabajo del movimiento social “Frente de Organizaciones en Lucha” (FOL).

Palabras clave: arroyos urbanos; transdisciplina; arroyo San Francisco; rehabilitación ecológica; abordaje participativo

1. Introducción

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más biodiversos, productivos y con la mayor oferta de bienes y servicios del planeta (Quintana, 2018). Históricamente, han sido considerados espacios con escasa o nula productividad económica y con una percepción socio-ambiental negativa. En ese sentido, es importante destacar que existen apreciaciones e intereses diferentes sobre cuáles son –o deberían ser– los usos “legítimos” de los

humedales urbanos entre los diversos actores: grupos vecinales con intenciones de preservar espacios públicos, habitantes de barrios populares con dificultades para acceder a vivienda digna, proyectos estatales relacionados a la infraestructura hidráulica y sanitaria, y la especulación del mercado inmobiliario, lo que conlleva a que sean territorios en continua disputa (Graziano *et al*., 2021). Por tal motivo, se hace necesaria la incorporación de la complejidad socio-ecológica en la gestión y el manejo de los ecosistemas acuáticos urbanos. En particular, abordajes de gestión ambiental participativa y comunitaria ("*bottom-up*") han sido reconocidos como una parte fundamental para el éxito en la implementación de acciones de restauración o rehabilitación ecológica (Palmer *et al*, 2007). El desarrollo de metodologías de ciencia participativa y/o transdisciplinar ha tenido un auge notable. Entre estas metodologías, cabe destacar el diseño participativo el cual es una herramienta metodológica que tiene por finalidad clarificar las percepciones, miradas, opiniones y sentidos que tienen los integrantes de la comunidad de usuarios del espacio verde en cuestión. La emergencia de enfoques basados en tecnologías de bajo impacto, de infraestructura verde, o "soluciones basadas en la naturaleza" (SbN) permiten promover una mejora en la integridad y conectividad del ecosistema manteniendo el acceso a un rango amplio de beneficios ecosistémicos que se ven desfavorecidos con otros tipos de infraestructura clásica (Tzoulas *et al.,* 2007).Un ejemplo de este tipo de medidas empleado cada vez con más frecuencia para mitigar las inundaciones son los reservorios que, desde un enfoque ecosistémico, proporcionan funciones y beneficios ecosistémicos clave. En este contexto, el objetivo de este trabajo es el rediseño participativo de un reservorio realizado por la Municipalidad de Almirante sobre el arroyo San Francisco para la revalorización social de la zona y la provisión de beneficios ecosistémicos como una mejora en la capacidad de regulación de inundaciones, la calidad del agua y la salud ambiental.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El arroyo San Francisco pertenece a la cuenca Sarandí-Santo Domingo ubicada al sur de la ciudad de Buenos Aires. El trabajo se desarrolló sobre el ensanchamiento de un tramo del arroyo San Francisco (0.5 Ha) a modo de reservorio hídrico, realizado por la Municipalidad de Alte. Brown en el barrio Mariano Moreno, Claypole, Partido de Almirante Brown (Buenos Aires) a partir de las demandas sociales emergentes de las frecuentes inundaciones sufridas durante el año 2018 (Gómez *et al*., 2021). Este cuerpo de agua presentó evidencias claras de contaminación y degradación a lo largo de su cauce en distintos trabajos realizados (Saraceno *et al.,* 2021).

2.2 Metodología aplicada

A lo largo de un proceso de dos años (2020-actualidad) y con iteraciones con diferentes actores sociales, académicos y decisores políticos, se logró desarrollar un plan de restauración del humedal fluvial del arroyo San Francisco. Éste consistió de dos jornadas con la comunidad con la presencia de diferentes actores, y posteriormente distintas reuniones interdisciplinarias y talleres con las cooperativas sociales en las que se fueron plasmando los resultados obtenidos hasta llegar a un plan de restauración que abarque las percepciones preferencias recopiladas a lo largo del proceso. La primera jornada se desarrolló en diciembre del 2020 y fue en modalidad virtual. Participaron actores pertenecientes a diferentes organizaciones ambientales, sociales y profesionales de diversas disciplinas (antropología, arquitectura, biología, ingeniería hidráulica, sociología y diseño gráfico) (n = 17). La segunda jornada fue presencial y abierta a toda la comunidad (n = 40), la cual consistió en una jornada de rediseño participativo del paisaje del área del reservorio. Se empleó la metodología de discusión en grupos focales, donde un facilitador brindó información sobre corredores biológicos, biodiversidad, interacción flora-fauna y la asociación entre ellas, y luego se trabajó en grupos reducidos de entre 4 y 6 personas. Apoyándose en un pequeño libro que contenía material ilustrativo de la flora nativa que potencialmente se podría reintroducir, así como también la interacción de ésta con la fauna local y los principales atributos ecológicos y florales de cada planta, los participantes seleccionaron la flora a reintroducir en el humedal en base a algún atributo o percepción que le llamara la atención. Ambas jornadas fueron grabadas y transcriptas. Con el material recopilado se siguió trabajando en conjunto con las cooperativas sociales en la elaboración final del diseño espacial del humedal fluvial.

2.3 Análisis de los datos

Los transcriptos fueron analizados en R empleando el paquete *tm* (Feinerer y Hornik, 2020.). Del diseño participativo se relevaron las especies seleccionadas y se identificó cuándo alguna de ellas presentaba algún atributo en particular (Flor, insecto, mariposa, abeja, picaflor y aves). Los atributos fueron definidos en base a los mencionados en el cuadernillo de trabajo. Para poder analizar la relación entre los atributos ecológicos de las especies y las preferencias de especies por cada grupo, se calculó la media ponderada por la comunidad (de sus siglas en inglés CWM) (Ricotta y Moretti, 2010) con el paquete BAT (Cardoso *et al.*, 2022).

3. Resultados y Discusión

Del taller virtual se desprendieron cosas comunes como la pérdida de espacios verdes, la urbanización sostenida sin planificación y los problemas asociados con la misma. Los beneficios que traen los humedales urbanos que se destacaron fueron: biodiversidad,

regulación hídrica, beneficios culturales y la educación ambiental. Sin embargo, a pesar de ser un atributo de importancia, sobre todo en zonas urbanas donde los cuerpos de agua se encuentran muy contaminados, se omitió la importancia de los humedales en cuanto a la depuración de las aguas. Del análisis de texto las palabras más mencionadas fueron: *espacio* (refiere a espacios verdes), *territorio, inundaciones, agua, cuenca, cambio, gente* (Figura 1a). En el rediseño participativo del humedal fluvial, se seleccionaron más de 40 especies de flora autóctona, siendo el ceibo (*Erythrina crista-galli*) y la mburucuyá (*Passiflora caerulea*) seleccionadas por todos los grupos de trabajo. Del análisis lingüístico utilizado (*wordcloud*) se desprendieron como palabras predominantes: *insectos, mburucuyá, flor, sombra, arroyo, mariposa, aves, plantas, ceibo y sauce* (Figura 1b).

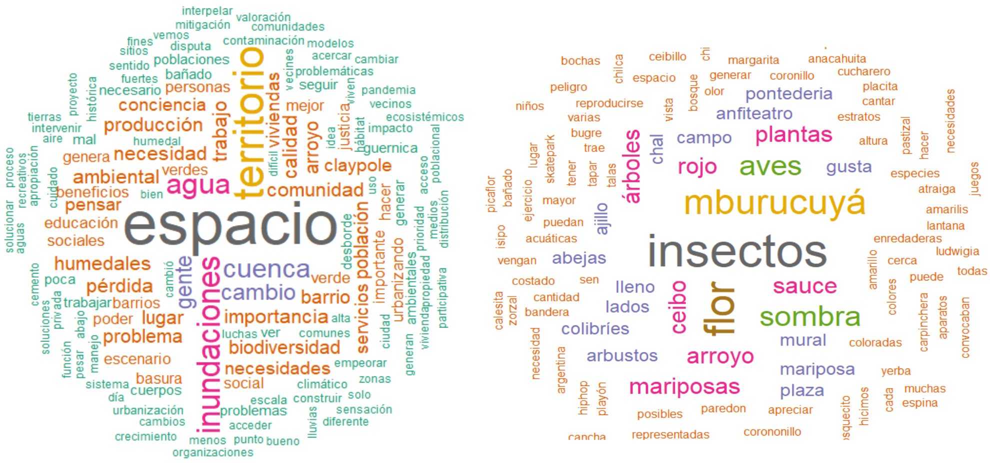


Figura 1. Nube de palabras con los resultados de: a) Taller de humedales urbanos (28 de noviembre de 2020). b) Diseño participativo (12 de diciembre de 2020).

A partir del análisis CWM se obtuvo que el atributo de preferencia que predominó, entre los 5 grupos, fue la flor (0.87), seguido de los insectos (0.60) en menor medida. Con la vegetación seleccionada y teniendo en cuenta el gradiente hídrico, así como las diferentes ecorregiones presentes típicamente en estos ambientes ribereños, se delimitaron 4 estratos vegetales con su vegetación característica: *vegetación acuática- pajonal mixto* con manchones de *bosque hidrófilo- bosque xerófilo* y *pastizal*. Cada estrato tiene representadas a las especies seleccionadas y las especies clímax de cada comunidad. Mediante un proceso co-productivo con diferentes reuniones de retroalimentación, se obtuvo un diseño en planta y de perfil de la distribución espacial de estos estratos (Figura 2). Actualmente se está trabajando en transformar esas preferencias en un plan de restauración, y se plantea su implementación con el apoyo de las autoridades locales y mediante el trabajo de las cuadrillas de trabajo del movimiento social "Frente de Organizaciones en Lucha" (FOL), con el cual se viene trabajando de forma conjunta en cada una de las intervenciones planteadas.

4. Conclusiones

El empleo de la técnica de discusión en grupos focales, fue adecuada para intervenciones participativas donde se requiere entender las valoraciones y percepciones de la comunidad y donde el investigador adopta un rol periférico en la discusión. El atributo flor fue el preferido por los diferentes grupos con una valoración positiva sobre aquellas especies con atributos florales vistosos y de color. Si bien los proyectos participativos son procesos más lentos y complejos de abordar en sus múltiples dimensiones comparado con proyectos definidos sin la participación y decisión de las y los habitantes del territorio, dan lugar a la apropiación colectiva de la transformación del territorio y el hábitat, en este caso referida al uso y valorización de los espacios verdes, los ecosistemas acuáticos, su cuidado y protección.



Figura 2. Diseño en planta y perfil obtenidas del diseño participativo. Fuente: propia. Foto: Martín Graziano

Agradecimientos: El trabajo fue financiado con fondos del Instituto Nacional del Agua a través del Plan Estratégico, 2021-2023; la Universidad de Buenos Aires a través del Programa UBACyT 2020, y el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación a través del Programa Nacional de Tecnologías para la Inclusión Social (PROCODAS).

Referencias bibliográficas

Cardoso P, Mammola S, Rigal F, Carvalho J. 2022. BAT: Biodiversity Assessment Tools. R package version 2.9.0, <https://CRAN.R-project.org/package=BAT>.

Feinerer I, Hornik K. 2020. tm: Text Mining Package. R package version 0.7-8, <https://CRAN.R-project.org/package=tm>. Computing, Vienna, Austria. URL

Gomez B, Medina L, Romero E, Kazimierski L, Re M y Graziano M. 2021.Dinámicas transdisciplinares en torno al manejo de un arroyo urbano. XXIX RAE, Argentina.

Graziano, M, Giorgi, A, y Feijoó, C. 2021. Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): a conceptual model. Science of the Total Environment, 765, 142785.

Palmer M, Allan JD, Meyer J, Bernhardt ES. 2007. River restoration in the twenty-first century: data and experiential knowledge to inform future efforts. Restoration Ecology, 15(3), 472-481.

Quintana RD. 2018. Humedales, biodiversidad y servicios ecosistémicos.¿Hacia dónde vamos?.

Ricotta C, Moretti M. 2010. Assessing the functional turnover of species assemblages with tailored dissimilarity matrices. Oikos, 119(7), 1089-1098.

Saraceno M, Gómez Lugo S, Ortiz N, Gómez BM, Sabio y García CA, Frankel N y Graziano M. 2021. Unraveling the ecological processes modulating the population structure of Escherichia coli in a highly polluted urban stream network. Scientific reports, 11(1), 1-14.

Tzoulas K, Korpela K, Venn S, Yli-Pelkonen V, Kaźmierczak A, Niemela J, James P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. Landscape and urban planning, 81(3), 167-178.

Eje 7

Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos



Fotografía de Ana M. Martínez. Río Sauce Chico-Estuario de Bahía Blanca. Bahía Blanca. Provincia de Buenos Aires.

Circulación atmosférica local en un cuerpo de agua somero de la Región Pampeana (Argentina)

Andrea Soledad BRENDEL [a*] y Maria Cintia PICCOLO [b]

[a] Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca-Argentina. 8000, Bahía Blanca, Argentina. Florida 8000 (Camino La Carrindanga km 7,5) Complejo CCT CONICET Bahía Blanca, Edificio E1
[b] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), 800, Bahía Blanca, Argentina, San Andrés 612.
[c] Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS), 8000, Bahía Blanca, Argentina. 12 de octubre 1198.

*Correspondencia a los autores, E-mail: andrea.brendel@uns.edu.ar

Eje temático: Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos

Resumen

El objetivo de este trabajo es analizar y determinar el origen de una circulación atmosférica local en una laguna somera de la Región Pampeana (laguna Sauce Grande, 18.5 km²). La metodología incluyó el análisis de datos registrados por una boya localizada en el cuerpo de agua (velocidad y dirección del viento, temperatura del aire y del agua) con una frecuencia de medición de 10 minutos. El período de estudio fue septiembre 2016-2018. Se aplicó una Transformada Rápida de Fourier para calcular la densidad espectral de cada variable y se analizaron mapas sinópticos para evaluar la circulación atmosférica regional. Además, se calculó la temperatura de la superficie terrestre mediante una imagen satelital LANDSAT 8 OLI-TIRS con el objetivo de conocer las variaciones térmicas que experimenta el área de influencia de la laguna. El cuerpo de agua presentó un fenómeno de circulación local a escala diaria en las diferentes estaciones del año. En este trabajo, se presenta un ejemplo representativo de la estación estival (12 de febrero de 2018). La circulación local estuvo caracterizada por un incremento de la velocidad del viento sobre la laguna y ocurrió durante días con una circulación atmosférica regional de nula o mínima nubosidad y escaso viento, producto de la presencia de anticiclones en el área de estudio. Esta circulación lacustre, que se observa en horas de mayor radiación solar, está originada por las diferencias térmicas entre la laguna (más fría) y el médano que la limita (más cálido). Por lo tanto, se produce un viento local con dirección desde el cuerpo de agua hacia el médano costero. Estos resultados constituyen la primera evidencia de una circulación local de origen geomorfológico generada por la presencia de la Barrera Medanosa Austral.

Palabras clave: médano costero; brisa lagunar; laguna somera; laguna Sauce Grande

1. Introducción

Los cuerpos de agua ejercen una acción condicionante y reguladora del tiempo y el clima local. La circulación que sopla desde los mares o lagos hacia el continente y viceversa, se debe al desigual calentamiento del agua y la tierra y se denominan brisas de mar, lagunar y de tierra, respectivamente (Van der Wiel *et al*., 2017). Una de las características más importantes del sistema de brisas es que la circulación opera de manera autónoma dentro de una circulación general de la atmósfera a escala sinóptica, por lo que se denominan “vientos locales”. Además, solo se establecen en condiciones de gradiente bárico débil o nulo en la

escala sinóptica y cuando la insolación es suficiente para que la temperatura de la superficie terrestre exceda la de la superficie del cuerpo de agua (Garau, 2013). Estas circulaciones locales se han detectado en numerosos lagos del mundo, pero la mayoría de ellos fueron realizados sobre lagos extensos y profundos (Pinto *et al*., 2006, Zhang *et al*., 2013).

En Argentina, la brisa lagunar ha sido escasamente explorada. Se analizó en lagunas someras, como por ejemplo, la laguna La Salada (Pedro Luro, provincia de Buenos Aires) (Alfonso, 2015) y en la laguna de Puan (Zunino, 2018). En esta última, se encontró que la circulación local estaba caracterizada por vientos leves durante la noche y fuertes durante el día con cambios de dirección, producto de la presencia del sistema serrano de Ventania cercano al cuerpo de agua (Zunino, 2018). Por lo tanto, el origen de este viento local puede ser variable. El objetivo de este trabajo es analizar y determinar el origen de la circulación atmosférica local observada en la laguna Sauce Grande (LSG, provincia de Buenos Aires). El cuerpo de agua se encuentra localizada al sur de la Región Pampeana, es de régimen permanente, de carácter somero (≈1.7 m-18.5 km²) y es el cuerpo de agua más extenso de la cuenca inferior del río Sauce Grande (Figura 1). Su principal atractivo turístico es la pesca deportiva del pejerrey, aunque también se realizan deportes náuticos y avistaje de aves. Está originada por el embalsado natural del agua proveniente de la escorrentía y condicionada por la presencia de la Barrera Medanosa Austral (Figura 1).

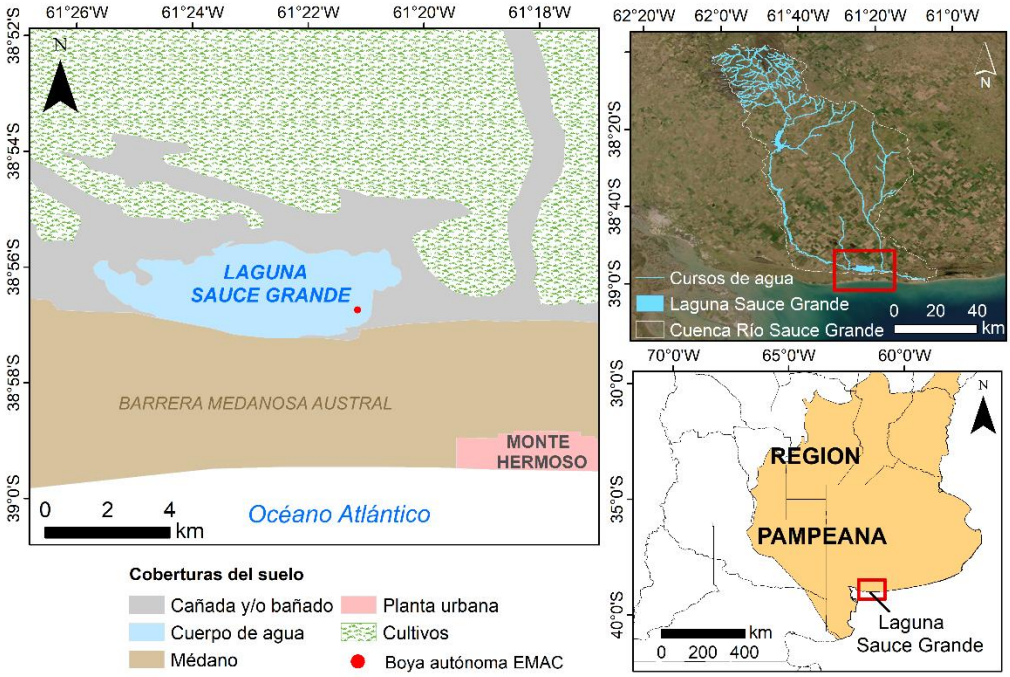


Figura 1. Localización de la laguna Sauce Grande. Fuente: elaboración propia.

2. Materiales y Métodos

Para la detección y análisis de la circulación atmosférica local, se utilizaron datos registrados por una boya autónoma localizada sobre el cuerpo de agua, con un intervalo de medición de

10 minutos. El período de estudio fue septiembre 2016-2018 (Figura 1). Se analizó el comportamiento de la temperatura del aire, del agua y el viento (velocidad y dirección del viento) a diferentes escalas temporales (mensuales, semanales y diarias). Inicialmente, se aplicó una Transformada Rápida de Fourier (TRF) para calcular la densidad espectral de cada variable. Esta técnica permite conocer las frecuencias de mayor variabilidad y energía y así estimar la periodicidad de los parámetros analizados. Las series de tiempo de los parámetros ambientales fueron analizados a diferentes escalas con el objetivo de identificar patrones de circulación local que explicaran los resultados obtenidos en la TRF. El análisis se completó con la información de los mapas sinópticos del Servicio Meteorológico Nacional y de la base de datos Intellicast (https://www.wunderground.com/intellicast). La temperatura de la superficie terrestre (TST) de la laguna y su área de influencia se estimó con el objetivo de determinar los cambios térmicos del médano costero que limita la laguna. Para ello, se procesó una imagen satelital Landsat 8 OLI-TIRS (fuente: USGS) del día 3 de enero de 2018, dado que es la fecha más próxima al evento de circulación local seleccionado. La imagen fue corregida geométrica, radiométrica y atmosféricamente, siguiendo los lineamientos descritos en Brendel *et al*. (2019). Por último, para obtener la TST, se aplicó la metodología propuesta por Jiménez-Muñoz *et al*. (2009).

3. Resultados y Discusión

La TRF mostró un comportamiento similar en las temperatura del agua, del aire y el viento. Se registraron máximos de energía en el ciclo anual, mensual, estacional y sinóptico, como así también se observaron importantes variaciones en períodos de 8 h y 4 h (Figura 2).

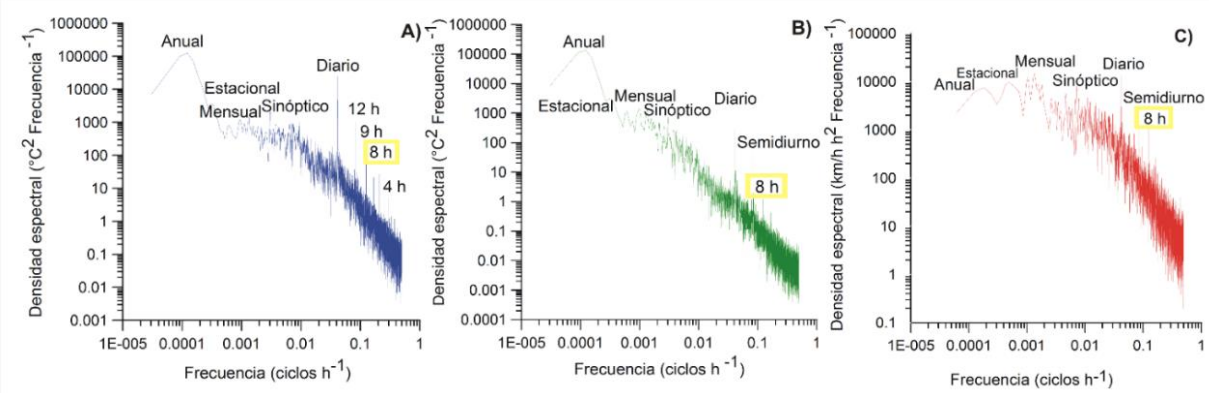


Figura 2. Densidad espectral de: a) temperatura del aire, b) temperatura del agua y c) velocidad del viento en la laguna Sauce Grande durante el período septiembre 2016-2018.

Un análisis exhaustivo de las variables meteorológicas permitió identificar qué proceso generaban esa frecuencia de 8 y 4 h (Figura 2). El cuerpo de agua presentó un incremento inusual de la velocidad del viento a escala diaria en las diferentes estaciones del año. Para describir este fenómeno se presenta un ejemplo representativo de la estación estival. El día 12 de febrero de 2018 se caracterizó por una situación sinóptica estable (Figura 3). Un centro de alta presión (1020 hPa) se ubicó en el centro de la provincia de Buenos Aires, originando

cielo despejado y escasa circulación de viento sobre el área de estudio (Figura 3a). Sin embargo, las condiciones meteorológicas en la laguna fueron diferentes a la circulación regional registrada en los mapas sinópticos. Se midió un incremento de la velocidad del viento importante (Figura 4a). A partir de las 9 h y hasta las 11.30 h, se incrementó la velocidad del viento y se registraron las ráfagas más intensas que oscilaron entre 28 km/h y 40.5 km/h (Figura 4a). La dirección del viento no presentó variaciones significativas y fueron del sector WNW y NW. Simultáneamente, la temperatura del agua mostró una disminución de 0.4 °C entre las 12.30 y 13 h producto probablemente de la mezcla continua de la columna de agua, como consecuencia del incremento de la velocidad del viento (Figura 4b).

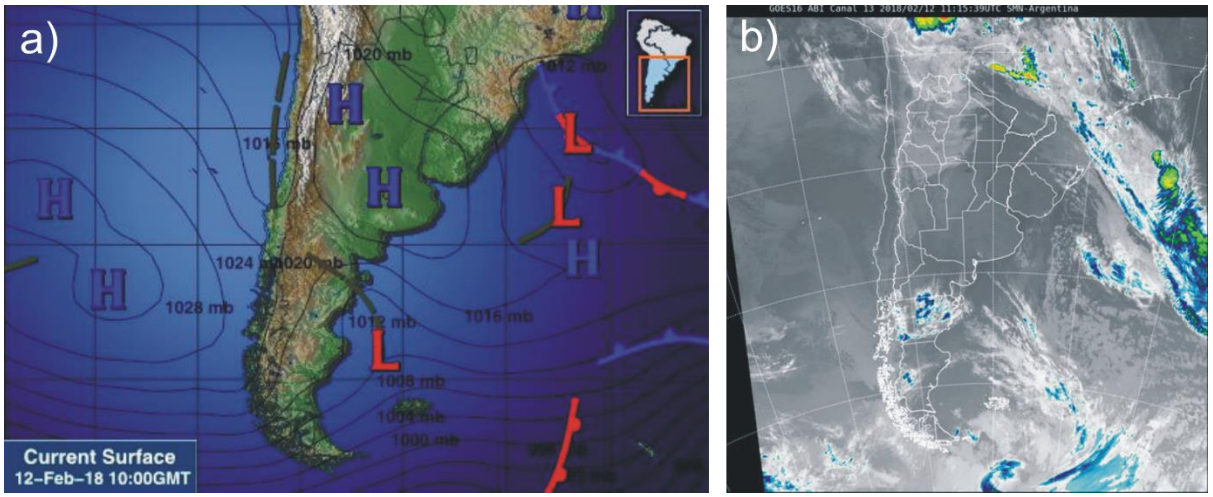


Figura 3. Situación sinóptica del día 12 de febrero de 2018. a) Modelo de presión atmosférica en superficie (Intellicast) y b) imagen satelital infrarroja.

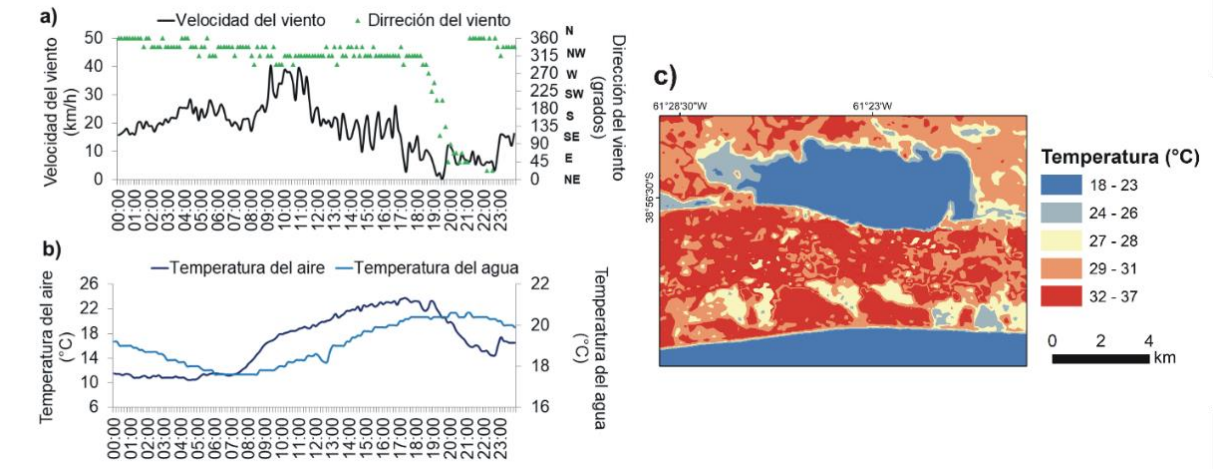


Figura 4. Variación diaria de los parámetros meteorológicos en la LSG durante el 12 de febrero de 2018. a) Velocidad y dirección del viento, b) temperatura del agua y del aire y c) temperatura de superficie (3 de enero de 2018).

La temperatura del médano fue superior al del cuerpo de agua, alcanzando valores de 37 °C, mientras que en la laguna osciló entre 18 y 23 °C (Figura 4c). Por lo tanto, estas marcadas diferencias térmicas ocasionan un gradiente de presión que genera un incremento del viento

local desde la laguna hacia el médano en las horas de mayor radiación solar (Figura 4a). El origen de este viento local es diferente al detectado en otras lagunas someras de la Región Pampeana (Alfonso, 2015; Zunino, 2018) y concuerda, por ejemplo, con el detectado en cuerpos de agua localizados en desiertos (Zhang *et al*., 2013).

4. Conclusiones

Las mediciones en alta frecuencia permitieron detectar un proceso de interacción agua-tierra-atmósfera sobre la laguna Sauce Grande que no había sido observado previamente. Durante las horas de mayor insolación, cuando el cielo está despejado o con nubes escasas, se origina un incremento de la velocidad del viento sobre el cuerpo de agua. Esta circulación es de origen geomorfológico y ocurre en condiciones de circulación atmosférica regional estable, donde la circulación regional es mínima, generalmente originada por centros de alta presión atmosférica. Los resultados constituyen un avance fundamental en el estudio de las brisas lagunares, como así también sirven de base para la planificación de las actividades turísticas que se desarrollan sobre el cuerpo de agua.

Referencias bibliográficas

Alfonso MB. 2015. Estructura y dinámica del zooplancton en una laguna con manejo antrópico: laguna La Salada (Pedro Luro, Pcia. de Buenos Aires). Tesis de Doctor en Biología, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Argentina, 173 p.

Brendel AS, Ferrelli F, Piccolo MC, Perillo, GME. 2019. Assessment of the effectiveness of supervised and unsupervised methods: maximizing land-cover classification accuracy with spectral indices data. *Journal of Applied Remote Sensing*. 13(1), 014503.

Garau GA. 2013. Las brisas marinas y su significación geográfica. El caso de Mallorca. Sémata. *Ciencias sociais e humanidades*. 25, 7-28.

Jiménez-Muñoz JC, Cristóbal J, Sobrino JA, Sòria G, Ninyerola, M, Pons X. 2009. Revision of the single-channel algorithm for land surface temperature retrieval from Landsat thermal-infrared data. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*. 47(1), 339-349.

Pinto JO, Parsons DB, Brown WOJ, Cohn S, Chamberlain N, Morley B. 2006. Coevolution of down-valley flow and the nocturnal boundary layer in complex terrain. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. 45(10), 1429-1449.

Van der Wiel K, Gille ST, Smith SGL, Linden PF, Cenedese, C. 2017. Characteristics of colliding sea breeze gravity current fronts: a laboratory study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 143(704), 1434-1441.

Zhang KC, Qu JJ, Niu QH, Jing ZF, An ZS. 2013. Characteristics of wind-blown sand in the region of the Crescent Moon Spring of Dunhuang, China. *Environmental Earth Sciences*. 70(7), 3107-3113.

Zunino J. 2018. Lagunas someras como ecosistemas centinelas de la variabilidad climática: respuesta de las comunidades fitoplanctónicas. Tesis de Doctor en Biología, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Argentina, 185 p.

Influencia de la brisa marina sobre la laguna Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina)

Andrea Soledad BRENDEL [a,b*] y Maria Cintia PICCOLO [a,c]

[a] Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca-Argentina. 8000, Bahía Blanca, Argentina. Florida 8000 (Camino La Carrindanga km 7,5) Complejo CCT CONICET Bahía Blanca, Edificio E1
[b] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), 800, Bahía Blanca, Argentina, San Andrés 612.
[c] Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS), 8000, Bahía Blanca, Argentina. 12 de octubre 1198.
*Correspondencia a los autores, E-mail: asbrendel@iado-conicet-gob.ar

Eje temático: Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos

Resumen

El objetivo de esta investigación es analizar si la brisa marina, originada en la ciudad balnearia de Monte Hermoso (Buenos Aires), llega a la laguna Sauce Grande e influye en la dinámica ambiental del cuerpo de agua. Ambos sitios se encuentran a una distancia de 5 km y separados por la barrera Medanosa Austral que alcanza una elevación de 16 m. La metodología incluyó el análisis del viento y la temperatura y humedad del aire, monitoreados en alta frecuencia (Δt = 5 min), en dos estaciones meteorológicas localizadas en la zona costera y en la laguna mencionada. Se detectaron 11 eventos de brisa marina que llegaron a la laguna Sauce Grande entre septiembre 2016-2018. En este trabajo se describe un caso representativo de la estación estival correspondiente al 18 de marzo de 2017. La brisa marina comenzó a soplar en Monte Hermoso a las 14.30 h generando un descenso de la temperatura del aire de -4.5 °C, un aumento de la humedad relativa de +21 % y un cambio de la dirección del viento desde el SSE junto con un aumento de su velocidad (19 km/h). El evento duró 50 minutos. Su ingreso en la laguna se registró 2.1 h horas más tarde, originando variaciones significativas en la temperatura (-2.6 °C) y un cambio de la dirección y velocidad del viento en la misma dirección que la brisa marina. Los resultados presentan las primeras evidencias de la llegada de la brisa marina a la laguna, atravesando una topografía de importante elevación. No en todos las casos que se originó la brisa marina en Monte Hermoso se observó en la laguna. Los resultados son importantes para la planificación de las actividades turísticas, fundamentalmente para las desarrolladas en la laguna Sauce Grande, dado que podrían verse afectadas por el desconfort térmico producto del ingreso de masas de aire más frías del sector sur.

Palabras clave: circulación local; barrera Medanosa Austral; interacción entre ambientes continentales y marinos; Región Pampeana.

1. Introducción

La brisa marina es un viento costero local y periódico y se origina por el desigual calentamiento entre el continente y el mar. Este evento cumple un rol esencial en la modulación del tiempo y del clima costero, dado que transfiere humedad desde el océano al continente, afectando de forma directa los procesos de evapotranspiración, precipitación y desertificación terrestre, entre otros (Bieniek *et al*., 2015). En general, los estudios de brisa de mar se enfocan desde una perspectiva geográfica debido a las consecuencias que

generan en las actividades económicas. En ciudades costeras argentinas como por ejemplo, Mar del Plata, Necochea y Monte Hermoso (García y Piccolo, 2004) esta circulación local genera impactos positivos a los turistas a través de la sensación de confort (Marino *et al*., 2005). Sin embargo, cuando este evento presenta elevada intensidad y duración, produce situaciones de desconfort, como el movimiento de sombrillas y el constante salto de arena que perjudican la permanencia del visitante en la playa (Huamantinco Cisneros y Piccolo, 2011). La brisa marina ingresa al continente y puede recorrer varios kilómetros. En Chile se extiende hasta 30 km hacia el interior del continente (Santibañez *et al.*, 2008) mientras que en Pinamar (Argentina) se la ha detectado hasta 70 km desde la costa, con 800 a 1000 m de altura (Zubillaga y Piccolo, 1976).

Si bien se han realizado estudios de brisa de mar en Monte Hermoso (MH, Varela, 1982; Huamantinco Cisneros y Piccolo, 2011), no se ha estudiado su alcance espacial. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue analizar la posible llegada de la brisa marina originada en la costa de Monte Hermoso (provincia de Buenos Aires) a la laguna Sauce Grande (LSG) y analizar si este evento puede influir en la dinámica ambiental del cuerpo de agua. El área de estudio se presenta en la Figura 1. La laguna se encuentra localizada a 5 km del litoral Atlántico, es de régimen permanente y de carácter somera (≈1.7 m-18.5 km^2). Tiene una altitud de ≈8 m.s.n.m y está originada por el embalsado natural del agua proveniente de la escorrentía del río Sauce Grande y condicionada por la presencia de la Barrera Medanosa Austral (16 m.s.n.m). Su principal atractivo turístico es la pesca deportiva del pejerrey, como así también deportes náuticos y el avistaje de aves.

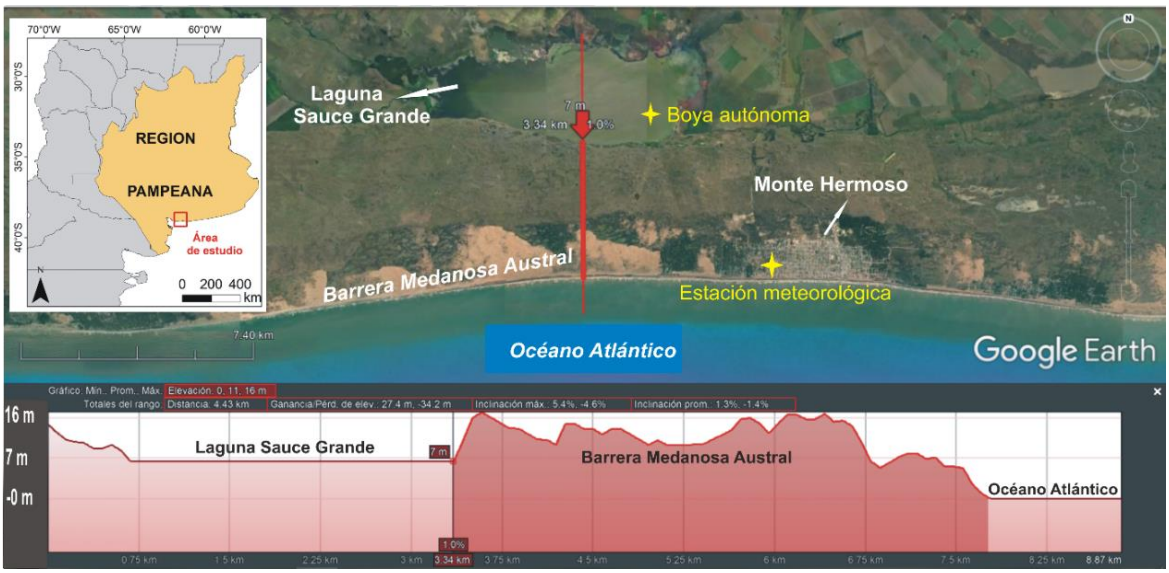


Figura 1. Localización de la laguna Sauce Grande y topografía del área de influencia. Fuente: realizado sobre la base de datos de Google Earth.

2. Materiales y Métodos

La ocurrencia de la brisa marina se identificó utilizando datos registrados en alta frecuencia (5 minutos) por la estación meteorológica localizada en la ciudad de Monte Hermoso, a 200 metros del mar (Figura 1). El período de estudio fue septiembre 2016-2018. Para la determinación de días con presencia de brisa de mar se analizaron los datos de temperatura del aire (°C) y humedad relativa (%) buscando un descenso brusco de temperatura y simultáneo aumento de la humedad, como así también un cambio en la dirección y velocidad del viento. Para ello, se utilizó la metodología propuesta por García y Piccolo (2004) y Huamantinco Cisneros y Piccolo (2011). Se detectaron 11 eventos a lo largo del período de estudio, pero en este trabajo se presenta un caso representativo de la estación estival (18 de marzo 2017). Se consultaron diversos mapas sinópticos (Servicio Meteorológico Nacional, Intellicast (https://www.wunderground.com/intellicast), etc.) con el objetivo de evaluar la circulación atmosférica regional que podría dar origen a un evento de brisa de mar. Además, se analizaron los datos meteorológicos registrados por la boya autónoma localizada en la laguna (Figura 1).

3. Resultados y Discusión

Durante el día 18 de marzo de 2017 la región presentó condiciones atmosféricas de buen tiempo, con la presencia de un centro de alta presión (1020 hPa). Este generó escaso viento y ausencia de nubosidad sobre el área de estudio (Figura 2). En la costa de Monte Hermoso se observó la brisa de mar, a las 14.30 h, registrándose un brusco descenso de la temperatura del aire (-4,5 °C), con un simultáneo aumento de la humedad relativa (+21 %) y un cambio de la dirección del viento hacia el SSE junto con un aumento de su velocidad (19 km/h) (Figura 3a y 3b).

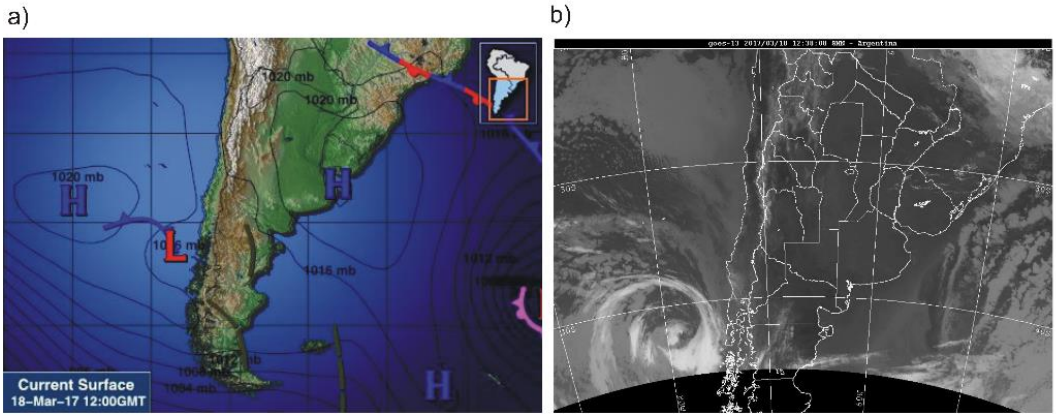


Figura 2. Situación sinóptica del día 18 de marzo de 2017. a) Modelo de presión atmosférica en superficie (Intellicast) y b) imagen satelital infrarroja. Fuente: realizado sobre la base de datos del Intellicast y el SMN.

La duración de la brisa marina fue de 50 minutos. Su ingreso en la laguna Sauce Grande se detectó 2.1 h horas más tarde, generando variaciones en la dinámica de la temperatura y el viento. La dirección del viento predominante en la laguna era del WNW-NNW con velocidades que alcanzaron los 34 km/h (Figura 3c), mientras que la temperatura del aire alcanzó su máximo a las 16.30 h (25.6 °C) (Figura 3a). Con el ingreso de la brisa a las 16.40 h se produjo un significativo descenso de la temperatura (-2.6 °C) y un cambio de la dirección y velocidad del viento hacia el SSE que perduró hasta las 18.30 h (Figura 3).

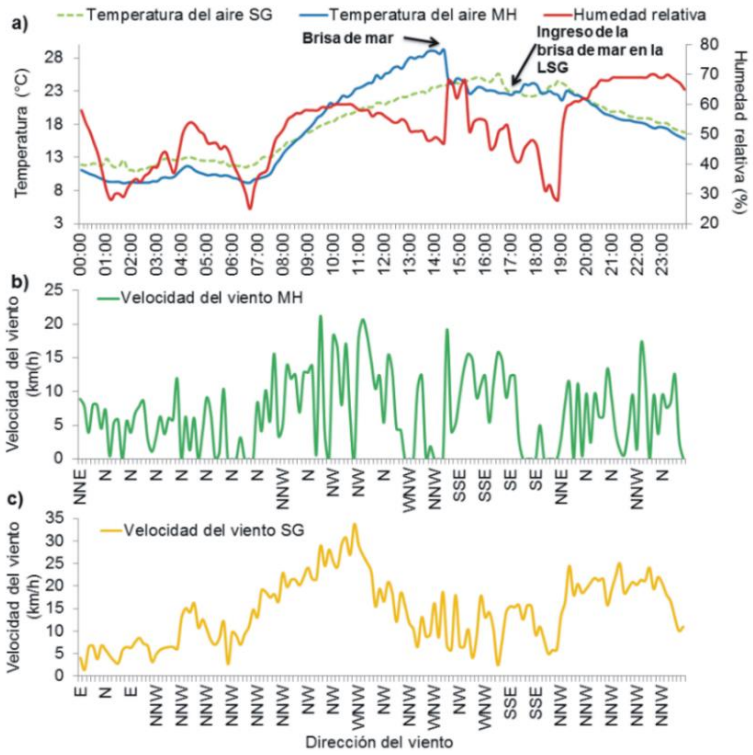


Figura 3. a) Variación diaria de la temperatura del aire y la humedad relativa en Monte Hermoso (MH) y la temperatura del aire en la laguna Sauce Grande (SG), b) velocidad y dirección del viento en MH y c) velocidad y dirección del viento en SG durante el día 18 de marzo de 2017.

Las características y dinámica de la brisa marina analizada concuerda con lo hallado por Huamanticos Cisneros y Piccolo (2011), quienes investigaron este fenómeno en la costa de Monte Hermoso, en un período anterior (diciembre de 2007-julio de 2010). Las autoras concluyeron que las brisas más frecuentes provienen del sector ESE (26 %), seguidas del SE (18 %) y del sector E y S (13 %). Si bien la mayor parte de las brisas ocurren entre las 12 y las 14 h, también se originan entre las 14 y las 16 h, en concordancia con lo analizado en este trabajo. La duración del evento analizado estuvo dentro de los rangos establecidos por las autoras, quienes mencionan que las brisas marinas pueden extenderse hasta cuatro horas y media (Humantinco Cisneros y Piccolo, 2011). Los vientos dominantes de la región son del sector N-NNW, producto de la influencia ejercida por el Anticiclón Semipermanente del Atlántico Sur (Delgado *et al*., 2012). Esta situación se observó en el ejemplo analizado. Sin

embargo, luego de la ocurrencia de la brisa marina la dirección y velocidad del viento se modificó en ambos sitios de estudio.

El ingreso de este evento al continente ha sido poco explorado en Argentina. Sin embargo, en el litoral bonaerense se ha detectado que la brisa marina tiene la capacidad de ingresar hasta 70 km respecto de la costa (Zubillaga y Piccolo, 1976), coincidiendo con lo hallado en este trabajo. Es importante destacar que este viento local tiene la capacidad de atravesar la Barrera Medanosa Austral (Figura 1) (Isla *et a*l., 2022) y generar una influencia importante en la temperatura y viento de la laguna Sauce Grande, como así también sobre los procesos ecológicos como los detectados en otras lagunas de la Región Pampeana (Bruno y Acha, 2015).

4. Conclusiones

En este trabajo se detectó que la brisa marina que se origina en la zona costera de Monte Hermoso atraviesa frecuentemente la Barrera Medanosa Austral y ocasiona variaciones en las condiciones ambientales de la laguna Sauce Grande. Por lo tanto, este estudio aporta información fundamental para la planificación de las actividades turísticas, como la pesca y los deportes náuticos, dado que podrían verse afectadas por el desconfort térmico que genera el ingreso de masas de aire más frías del sector sur.

Referencias bibliográficas

Bieniek PA, Bhatt US, Walker DA, Raynolds MK, Comiso JC, Epstein HE, Ermold W. 2015. Climate drivers linked to changing seasonality of Alaska coastal tundra vegetation productivity. *Earth Interactions*, *19*(19), 1-29.

Bruno DO, Acha EM. 2015. Winds vs. tides: factors ruling the recruitment of larval and juvenile fishes into a micro-tidal and shallow choked lagoon (Argentina). *Environmental Biology of Fishes*, 98(5), 1449-1458.

Delgado AL, Vitale AJ, Perillo GME, Piccolo MC. 2012. Preliminary analysis of waves in the coastal zone of Monte Hermoso and Pehuén Co, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 28(4), 843-852.

Huamantinco Cisneros MA y Piccolo MC. 2011. Caracterización de la brisa de mar en el balneario de Monte Hermoso, Argentina. *Estudios Geográficos*, *72*(271), 461-475.

García, MC y Piccolo, MC. (2004). Brisas de mar estivales en Mar del Plata y Necochea. Provincia de Buenos Aires, Argentina, en Fritschy, B. (Ed.): Actas de la V Jornadas Nacionales de Geografía Física, 2004, pp. 95-104.

Isla F, Garzo, P y Cortizo LC. 2022. Las reservas de dunas de Buenos Aires ante la reversión del nivel del mar. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, *79*(4).

Marino, BM.; Piccolo, MC y Thomas, LP. 2005. Detección de Frentes de brisa marina en la costa bonaerense, en *Actas IX Congreso Argentino de Meteorología CONGREMET* (CD Rom), Buenos Aires, 1-10.

Santibañez, F., Roa, P y Santibañez, P. 2008. El medio físico. *Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos, 2nd ed. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiagode Chile*.

Varela, PA. (1982). Un estudio de la brisa de mar en Monte Hermoso e Ingeniero White. Revista Geofísica, 17, 73-85.

Zubillaga, JV y Piccolo, MC. 1977-1978c. Una serie de observaciones de la brisa de mar en Pinamar y alrededores. *Meteorológica,* VIII-IX, pp. 227-236.

Distribución espacial de humedales en la matriz agropecuaria de la región pampeana. Aproximación desde la cartografía de suelos

Soledad NOMDEDEU[1] y Patricia KANDUS[2]

[1]Laboratorio de Ecología teledetección y Ecoinformática. Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental IIIA (CONICET-UNSAM)
[2]Laboratorio de Ecología teledetección y Ecoinformática. Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental 3iA (UNSAM)
*Correspondencia a los autores, E-mail: soledadmnomdedeu@gmail.com

Eje temático: Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos

Resumen

Disponer de mapas que muestren la existencia y dimensión de los humedales es una herramienta básica y fundamental para el conocimiento y una gestión integral del territorio en el contexto actual de crisis ambiental y cambio climático. Los suelos hídricos son considerados indicadores claves para la identificación y delimitación de estos ecosistemas. El objetivo principal de este trabajo es mapear la distribución espacial potencial de los humedales en la Provincia de Buenos Aires, a partir de cartas de suelos con detalle 1:50.000. Partimos de la hipótesis que la presencia de unidades cartográficas dominadas por series de suelos que consideramos hídricos puede ser un indicativo de la ocurrencia de humedales en un paisaje agrícola profundamente transformado. En primer lugar, se clasificaron las series de suelos en "hídricos" y "no-hídricos". Posteriormente, se clasificaron las unidades cartográficas (polígonos), de acuerdo al porcentaje de series consideradas como "suelo hídrico" que las integran: *hídrico* (100%), *predominantemente hídrico* (66-99%), *parcialmente hídrico* (33-65%), *predominantemente no-hídrico* (1-32%) y *no-hídrico* (0%). Se analizaron y clasificaron 398 series de suelos y 2211 polígonos. Se obtuvo un mapa de ocurrencia potencial de humedales para la provincia de Buenos Aires. Los resultados muestran que según este indicador el 20.56% de la superficie de la provincia corresponde potencialmente a humedales, en el 11.81% predominan humedales, el 8.18% de la superficie se encuentra parcialmente ocupada por humedales y el 2.56% corresponde a cuerpos de agua. El 56.89% de la superficie corresponde a áreas que no son humedales o donde estos se encuentran por debajo de la resolución cartográfica.

Palabras clave: humedales; suelos hídricos; cartografía; región pampeana.

1. Introducción

Los humedales son ecosistemas en los cuales la presencia temporaria o permanente de agua superficial o subsuperficial causa flujos biogeoquímicos propios y diferentes a los ambientes terrestres y acuáticos (COFEMA, 2016). Las primeras definiciones científicas formales de humedales ya reconocen la dinámica del agua, la presencia de biota adaptada y los suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo como las principales características para identificar estos ecosistemas (National Research Council, 1995). Particularmente, en los suelos quedan registros de los procesos relevantes relacionados a la dinámica del agua, por lo que se consideran indicadores poderosos para la identificación y delimitación de humedales.

Los humedales son clave en los procesos que permiten la vida en nuestro planeta y reconocidos por sus contribuciones culturales, económicas y ecológicas para sostener a las sociedades humanas (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005; Ramsar, 2021). Sin embargo, la pérdida y degradación de estos ecosistemas ha aumentado significativamente en el siglo XX y aún enfrentan grandes amenazas causadas por los cambios en el uso de la tierra y la contaminación en sinergia con el cambio climático (Lugassy *et al.,* 2021).

La expansión agrícola es la forma más extendida de cambio de uso de la tierra y se encuentra entre los principales impulsores de la degradación sistemática de los humedales (Davidson, 2014). La región pampeana ha sido históricamente reconocida por la aptitud agrícola de sus suelos (p. ej., Molisoles) para la producción de cereales y oleaginosas y también por la calidad de las pasturas para la cría de ganado. Desde mediados de la década de 1990, con la incorporación del paquete tecnológico basado en la siembra directa, el uso de agroquímicos y organismos genéticamente modificados, la producción agrícola ha sufrido una profunda transformación. Esto implicó la ampliación de la frontera agropecuaria y la agriculturización de los antiguos campos ganaderos (Viglizzo *et al.,* 2005) generando un marco de desarrollo que no tuvo en cuenta ningún tipo de valoración positiva sobre los humedales.

Con base en estos antecedentes, el objetivo principal de este trabajo es mapear la potencial distribución espacial de los humedales en la Provincia de Buenos Aires como área central de la región pampeana, a partir de cartas de suelos con detalle 1:50.000 (INTA, 2022a). Partimos de la hipótesis que la presencia de unidades cartográficas dominadas por series de suelos que consideramos hídricos puede ser un indicativo de la ocurrencia de humedales en el marco de un paisaje agrícola profundamente transformado.

2. Materiales y Métodos

Para la elaboración del mapa de potencial ocurrencia de humedales de la provincia de Buenos Aires se utilizaron las Cartas de Suelos 1:50.000 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) digitalizadas y las descripciones de las series y unidades cartográficas (INTA, 2022 a,b). El mapeo se realizó en dos etapas tomando como referencia los antecedentes del *National Technical Committee for Hydric Soils* (NTCHS) (Vepraskas, 2016; Tiner, 2017).

En primer lugar, se clasificaron las series de suelos en “hídricos” y “no-hídricos”. en función a la información disponible y teniendo en cuenta los antecedentes del NTCHS, según los siguientes criterios:

- *Régimen de humedad*: suelos con *régimen de humedad ácuico*;

- *Clase de Drenaje Natural*: suelos *muy pobremente drenados* o *pobremente drenados*. También se consideraron las clases mejor drenadas que con frecuencia se inundan o se estancan durante períodos prolongados, situadas en las posiciones más bajas del paisaje, que ocasionalmente están lo suficientemente húmedas para el establecimiento de humedales;

- Posición topográfica: emplazamientos geomorfológicos que favorezcan la presencia temporal o permanente de agua en un sitio;

- Rasgos redoximórficos: moteados y/o concreciones de hierro-manganeso en la parte superior del perfil (hasta 50 cm), cuyas abundancias van de comunes a muy abundantes; y la presencia de colores gley.

Las series de suelos consideradas como "suelos hídricos" fueron aquellas que presentaron al menos tres de los criterios establecidos.

En segundo lugar, se clasificaron las unidades cartográficas (polígonos) utilizando las categorías del *Hydric Soils Rating by Map* Unit (NRCS-USDA, 2022; Environmental Protection Agency, 2022). Cada unidad cartográfica (consociación, asociación o complejo) se clasificó según los porcentajes de serie/s considerada/s como "suelo hídrico" que la integran: donde *hídrico* corresponde a las unidades constituidas por el 100 % de serie/s de "suelos hídricos"; *predominantemente hídrico:* entre 66-99%; *parcialmente hídrico:* entre 33-65%; *predominantemente no-hídrico:* entre 1-32%; y *no-hídrico:* 0%. Se analizaron y clasificaron 398 series de suelos y 2211 unidades cartográficas. Los datos fueron procesados e interpretados con el Programa QGIS version 3.10 A Coruña.

3. Resultados y Discusión

Como resultado de la clasificación de las series y unidades cartográficas de suelos se obtuvo un mapa de potencial ocurrencia de humedales para la provincia de Buenos Aires (Figura 1). Según la proporción de suelos considerados hídricos de acuerdo a los criterios usados, 20.56% de la superficie de la provincia corresponde potencialmente a humedales, en el 11.81% predominan humedales y el 8.18% de la superficie se

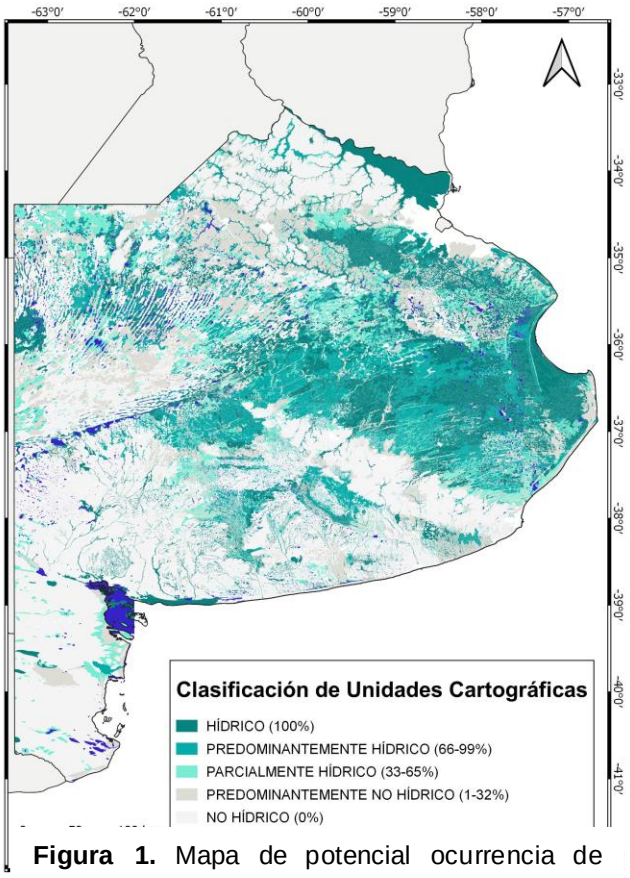


Figura 1. Mapa de potencial ocurrencia de humedales de la provincia de Buenos Aires

encuentra parcialmente ocupada por humedales. El 56.89% de la superficie corresponde a áreas que no son humedales o donde estos se encuentran por debajo de la resolución cartográfica. Los humedales en esta provincia representan ambientes sometidos a inundación por desbordes de cauces, mareas o anegamiento por lluvias, de manera temporal o permanente incluyendo lagunas someras de aguas abiertas y con vegetación, praderas herbáceas, pastizales y pajonales inundables en planicies de inundación, etc.La ocurrencia, disposición espacial y abundancia de los Grandes Grupos y Subgrupos de suelos representados nos permiten diferenciar variados patrones de paisajes, que agrupamos en tres tipos: "*paisajes con mosaico de humedales*", "*paisajes terrestres con humedales*" y "*mosaico de humedales y ambientes terrestres*" (Figura 2). Si bien casi toda el área está sujeta a la producción agrícola-ganadera, los patrones de paisaje están estrechamente vinculadas a aspectos hidrogeomórficos que condicionan las características socio-ecológicas del territorio.

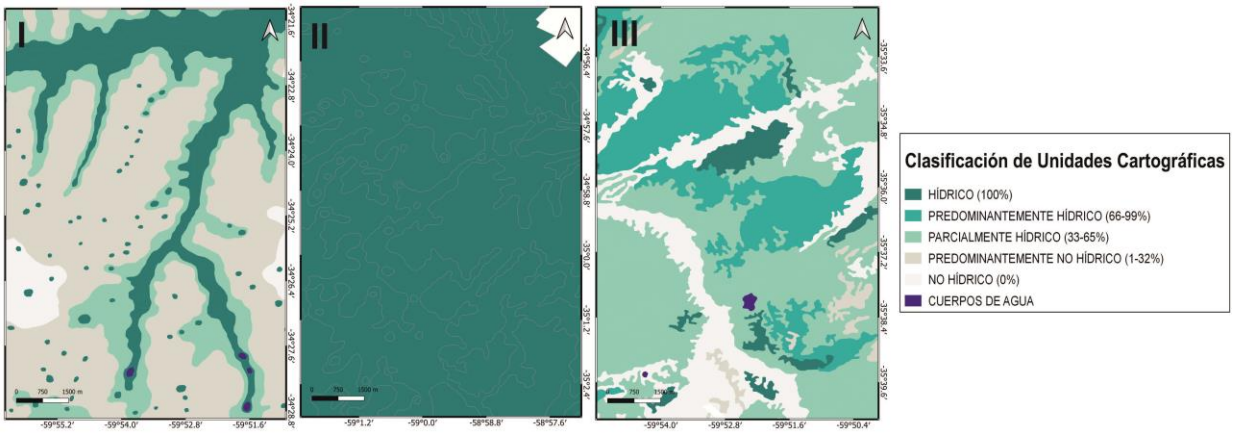


Figura 2. Patrones de paisajes: I- "paisajes terrestres con humedales" en un sector del partido de Carmen de Areco, II- "paisajes con mosaico de humedales" en un sector del partido de Las Heras, y III- "mosaico de humedales y ambientes terrestres" en un sector del partido de Saladillo.

4. Conclusiones

La cartografía de suelos y las bases de datos de los suelos son útiles para la elaboración de listas de "suelos hídricos". La cantidad y calidad de datos disponibles de las Series de suelos es lo que permite establecer criterios más o menos robustos para la identificación de humedales.

Los criterios adoptados en este caso no están destinados para uso en campo, se utilizan para seleccionar unidades de mapa y generar listas de potenciales suelos hídricos. Sin embargo, en ausencia de indicadores de campo, sirven como una guía para identificar la potencial ocurrencia de humedales.

Las listas de suelos hídricos generadas a partir de la cartografía son un primer acercamiento para identificar potenciales áreas de humedal, y son la base para avanzar a

escalas de mayor detalle. Los mapas de suelos nos permiten expresar la probabilidad de ocurrencia de humedales.

Referencias bibliográficas

COFEMA. 2016. Resolución 329/2016. Resistencia, 13 de octubre de 2016

Davidson N C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, *65*(10), 934-941.

Environmental Protection Agency. 2022. Soil Survey Geographic (SSURGO) database - Hydric Rating. En: https://edg.epa.gov/metadata/catalog/search/resource/details.page? uuid=% 7BD4F1 C8C2 -F446-434B-9019-67A5CCB81B1A%7D

Evaluación de Ecosistemas del Milenio. 2005. Los Ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua. Informe de Síntesis. World Resources Institute, Washington D.C.

INTA. 2022 a. Cartas de suelos de la República Argentina. Provincia de Buenos Aires. En: https://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/index.htm. Última visita: julio 2022

INTA. 2022 b. Sistemas de información de Suelos del INTA. En: http://sisinta.inta.gob.ar/es/series?filas=50. Última visita: julio 2022

Lugassy L, Amdouni-Boursier L, Alout H, Berrebi R, Boëte, C. et al. 2021. What evidence exists on the impact of specific ecosystem components and functions on infectious diseases? A systematic map. Environmental Evidence, 10(1): 1-31

National Research Council. 1995. Wetlands: characteristics and boundaries. National Academy Press, Whashington, DC.

NRCS-USDA. 2022. Hydric Soils Rating by Map Unit. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcseprd1428656.html

Ramsar. 2021. Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.

Tiner R W. 2017. Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification and Mapping. Second Edition. Boca Raton: Taylor y Francis.

Vepraskas M J. 2016. History of the concept of hydric soil, Chap. 2. En: Vepraskas M y Craft C (eds.) Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes, and classification (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 23–38.

Viglizzo, E F, Frank, F C, Carreño, L, Brown, A, Martínez Ortíz, U, Acerbi, M, y Corcuera, J. 2005. Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. La situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. La situación ambiental argentina.

Aclimatación osmótica de la especie dulceacuícola *Ulva flexuosa* (Ulvophyceae)

Yasmin ZARATE[a*], Carolina FERNÁNDEZ[b,c] y M Cecilia GAUNA[b,d]

[a] Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires.
[b] Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca, CONICET Bahía Blanca, Buenos Aires.
[c] Centro de Emprendedorismo y Desarrollo Territorial Sostenible (CEDETS), Universidad Provincial del Sudoeste (UPSO) - Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Bahía Blanca, Buenos Aires.
[d] Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires.
[*]E-mail: silvinayasminz@gmail.com

Eje temático: Interacción entre ambientes acuáticos continentales y marinos

Resumen

En el presente estudio se realizaron experiencias de aclimatación en *Ulva flexuosa,* colectada del Arroyo Napostá, Bahía Blanca. Los talos de *U. flexuosa* se expusieron a tres medios con tres diferentes salinidades (0.8; 12.4 y 23.6 PSU), durante un periodo de 21 días, bajo condiciones de temperatura, irradiancia y fotoperiodo controladas. Durante este periodo se determinó la variación de la tasa de crecimiento cada 4 días de incubación, utilizando como variable el peso escurrido. Los valores de biomasa y las tasas de crecimiento de *U. flexuosa* no fueron diferentes al comparar los tres medios de cultivos utilizados, indicando que la especie en estudio es capaz de aclimatarse a salinidades diferentes a la de su medio natural, confirmando la naturaleza eurihalina de la especie.

Palabras clave: Ulva; especies eurihalinas; cultivo

1. Introducción

El género *Ulva* incluye actualmente especies previamente identificadas como *Enteromorpha*. Integra organismos que habitan ambientes de agua dulce, salobres y marinos. La especie dulceacuícola *Ulva flexuosa* Wulfen 1803, ha sido descripta como *Enteromorpha flexuosa* por Leonardi (1987) para el Arroyo Napostá. *U. flexuosa* desarrolla talos de hábito bentónico, que también pueden crecer flotando libremente, pudiendo adoptar además formas epifítica o epizoica. En el Arroyo Napostá, forma talos tubulares huecos, irregularmente constrictos, ocasionalmente muy ramificados, con una longitud de hasta 35 cm (Leonardi, 1987).

Varios factores abióticos como salinidad, temperatura y pH determinan la distribución de las diferentes especies de *Ulva*. Sin embargo, se ha identificado a la salinidad como el principal factor que afecta el crecimiento y la absorción de nutrientes, afectando también la concentración iónica, la densidad del agua de mar y especialmente la presión osmótica (Choi *et al*., 2010; Hurd *et al*., 2014). *Ulva* es un género típico de algas eurihalinas, cuyas especies están protegidas del estrés por salinidad por una membrana celular delgada y flexible que

permite que las células se hinchen con la entrada de agua cuando crecen en salinidades bajas (Young *et al*., 1987), mientras que bajo condiciones de altas salinidades son capaces de concentrar iones inorgánicos, o sintetizar sacarosa y prolina, para la disminución del volumen celular (Edward *et al*., 1987).

La naturaleza eurihalina de *Ulva* hace que el género sea útil para investigar los mecanismos de tolerancia a la salinidad y las adaptaciones en las macroalgas, por ello el objetivo de este estudio fue determinar si la variación de la salinidad en el medio de cultivo, afecta el crecimiento de los talos de *Ulva flexuosa* bajo condiciones controladas de cultivo.

2. Materiales y Métodos

2.1. Muestreo

Talos de *U. flexuosa* fueron colectados manualmente en el Arroyo Napostá Grande en el derivador ubicado en Parque de Mayo, en Bahía Blanca (38°41'43"S, 62°15'51"O). En el sitio de muestreo se registró la temperatura del agua y la intensidad lumínica con un datalogger ONSET HOBO MX2202.

2.2. Aclimatación e iniciación de cultivos

Los talos colectados fueron cuidadosamente lavados con agua filtrada y esterilizada en luz UV para retirar sedimento, epifitos e invertebrados. Luego se secaron a temperatura ambiente sobre papel tissue, en tres ciclos sucesivos de 10 min. La biomasa total colectada y limpia se dividió en submuestras, cada una con un peso escurrido final de 30 g de tejido algal, registrado en balanza analítica (Scientech).

En las experiencias de aclimatación se utilizaron tres medios de cultivo (Tabla I). Para su preparación se utilizó agua de canilla purificada con filtro PSA y esterilizada en autoclave (121ºC, durante 15 min) y agua de mar natural filtrada por sistemas de cartuchos (1, 5 y 20 µm) y esterilizada en luz UV.

Medios de cultivos empleados	Componentes		Proporción	Salinidad final
1. Salinidad baja	Agua canilla (purificada y esterilizada)	Agua de mar natural (filtrada y esterilizada)	2:1	8.0 PSU
2. Salinidad media	Agua canilla (purificada y esterilizada)	Agua de mar natural (filtrada y esterilizada)	1:1	12.04 PSU
3. Salinidad alta	Agua canilla (purificada y esterilizada)	Agua de mar natural (filtrada y esterilizada)	0:1	23.6 PSU

Tabla I: Composición de los diferentes medios de cultivos empleados en la aclimatación de los talos de *Ulva flexuosa*.

Cada muestra de *U. flexuosa* se colocó en contenedores de vidrio de 5 L de capacidad conteniendo el medio de cultivo. Todos los cultivos fueron suplementados con medio enriquecedor Provasoli (PES) a razón de 5 ml de PES/L de medio de cultivo (Provasoli, 1968), y mantenidos a una temperatura de 15± 2ºC, una irradiancia de 250 µmol.$m^{-2}s^{-1}$, fotoperiodo de 12 L/12 O y aireación constante suave. Cada 4 días, los medios fueron renovados y suplementados con PES. El periodo de aclimatación bajo condiciones de cultivo con diferente salinidad tuvo una duración de 21 días.

2.3. Estimación de la tasa de crecimiento

La biomasa algal en cultivo fue secada a temperatura ambiente sobre un papel tissue durante 10 min, en tres ciclos sucesivos y se registró su peso. A partir de los pesos escurridos obtenidos se estimaron las tasas de crecimiento utilizando la siguiente ecuación:

$$TC: [100 \times Ln(PH_f/PH_i)]/t \quad (1)$$

Donde PH_f es el peso húmedo final, PH_i es el peso húmedo inicial y t es el tiempo expresado en días.

La estimación del peso húmedo se realizó cada 4 días, durante los recambios de medio de cultivo. Los valores de peso húmedo y las TC obtenidas en los cultivos de *U. flexuosa*, fueron analizados mediante un análisis de la varianza de una vía a un nivel de confianza del 95 %, utilizando el software estadístico InfoStat (versión estudiantil).

3. Resultados y Discusión

Durante el periodo de aclimatación, la biomasa algal expresada como peso húmedo, aumentó proporcionalmente en las tres salinidades luego de los primeros 12 días de cultivo ($F=0.5605$; $p=0.5851$; g.l.:2), indicando que *U. flexuosa* fue capaz de adaptarse a diferentes salinidades (Figura 1). A partir del día 17 el peso húmedo fue mayor a salinidades altas, mientras que a partir del día 21 fue mayor tanto en salinidades altas y medias. Estos resultados, indicaron que se observó solo aclimatación a las mayores salinidades. Del mismo modo, durante el periodo de aclimatación, no se observaron diferencias significativas en las tasas de crecimiento al comparar las salinidades en los primeros días de cultivo ($F=0.1257$; $p=0.8830$; g.l.:2) (Figura 2). Sin embargo, se observó una variación de la tasa de crecimiento al final del periodo de aclimatación a salinidades bajas y medias ($F=9.62$; $p=0.0019$; g.l: 4; $F=5.39$; $p=0.0141$; g.l.:4, respectivamente) (Figura 2), coincidiendo con la esporulación masiva en los cultivos. Este fenómeno fue evidenciado por la presencia de esporangios y/o gametangios en los talos y por la abundante presencia de *swarmers* y propágulos asentados en el fondo de los recipientes de cultivo. Esto mismo fue observado por otros autores ante la

variación de salinidad, cuyo principal efecto fue la inducción en la formación de zoosporas o gametas (Mantri *et al*., 2011; Imchen, 2012).

Estudios similares fueron realizados en otras especies de *Ulva*, como *Ulva pertusa*, *Ulva lactuca*, encontrando que esas especies también podían aclimatarse a distintas condiciones osmóticas (Choi *et al*., 2010; Dickson *et al*., 1982).

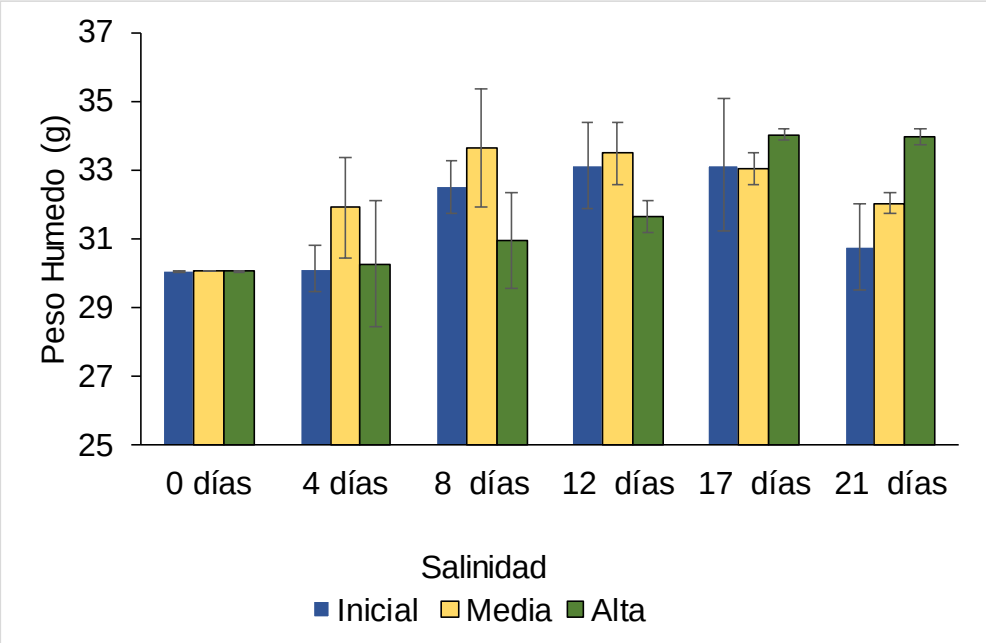


Figura 1: Variación del peso húmedo de los talos de *U. flexuosa* expuesta a diferentes salinidades.

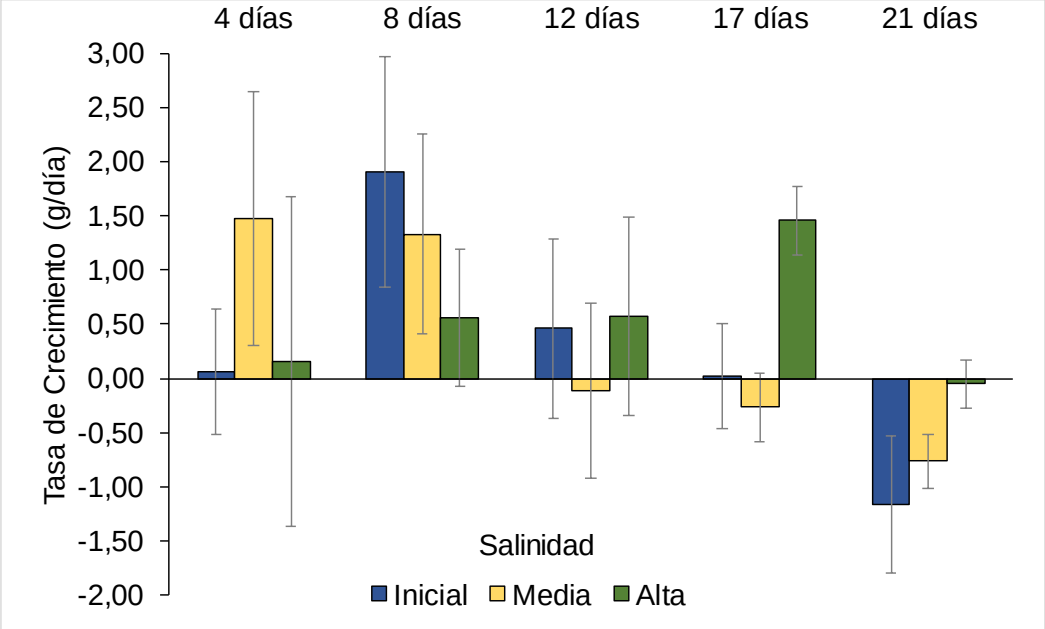


Figura 2: Variación de la tasa de crecimiento de los talos de *U. flexuosa* expuesta a diferentes salinidades.

La exitosa adaptabilidad del género *Ulva* permite su desarrollo en un amplio rango de hábitats, desde costas marinas abiertas y protegidas, a mares salobres, hasta ecosistemas de agua dulce (Ogawa *et al*., 2013). Además se ha observado que las especies de morfología tubular, como es el caso de *U. flexuosa*, presentan una gama de tolerancia más amplia a la salinidad que las especies con talos laminares, debido a que aún conservan mecanismos de tolerancia y rápida adaptación a cambios de salinidad en el proceso de selección natural (Rybak, 2018).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos permitieron determinar la naturaleza eurihalina de *U. flexuosa* del Arroyo Napostá. *U. flexuosa* fue capaz de aclimatarse a condiciones osmóticas diferentes a su entorno natural. Se pudo determinar que esta especie puede ser cultivada a diferentes salinidades sugiriendo que puede desarrollarse tanto en ambientes dulceacuícolas como salobres.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado por la Secretaria General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur a través del PGI 24/ZB88.

Referencias bibliográficas

Choi TS, Kang EJ, Kim JH, Kim KY. 2010. Effect of salinity on growth and nutrient uptake of *Ulva pertusa* (Chlorophyta) from an eelgrass bed. *Algae*. 25:17-26

Dickson DMJ, Wyn Jones RG, Davenport J. 1982. Osmotic adaptation in *Ulva lactuca* under fluctuating salinity regimes. *Planta.* 155:409-415

Edward DM, Reed RH, Chudek JA, Foster R, Stewart WDP. 1987. Organic solute accumulation in osmotically-stressed *Enteromorpha intestinalis*. *Marine Biology*. 95:583-592

Hurd CL, Harrison PJ, Bischof K, Lobban CS. 2014. Physico-chemical factors as environmental stressors in seaweed biology. En: *Seaweed Ecology and Physiology*. Cambridge University Press. Págs. 176-237

Imchen T. 2012. Recruitment potential of a green alga *Ulva flexuos*a Wulfen dark preserved zoospore and its development. *PLosOne.* 7:(3) e32651

Leonardi P. 1987. *Biología y taxonomía del alga dulceacuícola Enteromorpha flexuosa subsp.pilifera. Estudio a nivel de microscopía óptica y electrónica*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Págs. 3-21

Mantri V, Singh R, Bijo AJ, Kumari P, Reddy CRK, Jha B. 2011. Differential response of varying salinity and temperature on zoospore induction, regeneration and daily growth rate in *Ulva fasciata* (Chlorophyta, Ulvales). *Journal of Applied Phycology.* 23:243-254

Ogawa T, Ohki K, Kamikaya M. 2013. Differences of spatial distribution and seasonal succession among *Ulva* species (Ulvophyceae) across salinity gradients. *Phycologia*. 52:637-651

Rybak A. 2018. Species of *Ulva* (Ulvophyceae, Chlorophyta) as indicators of salinity. *Ecological Indicators.* 89:61-614

Young AJ, Collins JC, Russell G. 1987. Solute regulation in the euryhaline marine alga *Enteromorpha prolifera* (O. F. Müll.). *Journal of Experimental Botany*. 38:1298-1308

El Comité Organizador agradece a las autoridades de la Universidad Nacional del Sur, a los auspiciantes, a las instituciones que avalaron el evento, a evaluadores, expositores y moderadores, a quienes cedieron las fotografías, al diseñador de la pagina web, y a todas las personas que colaboraron para que el evento sea posible.



Este libro digital contiene los trabajos presentados en el XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP)

Bahía Blanca, 7-9 de noviembre de 2022



Integrando Conocimientos para una Gestión Sostenible

Los EMEAPs recorrieron diferentes ciudades de la región pampeana con el objetivo de compartir los avances en el conocimiento de los ecosistemas pampeanos:
Junín (2000), La Plata (2002), Tandil (2004), Chascomús (2006), Luján (2008), Santa Rosa (2010), Río Cuarto (2013), Buenos Aires (2015), La Plata (2017), Azul (2019) y Bahía Blanca (2022).

ISBN 978-987-1648-45-0