

RELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y LA COMUNIDAD DE PECES EN EL RÍO URUGUAY BAJO (URUGUAY).

RELATIONSHIP BETWEEN ENVIRONMENTAL VARIABLES AND FISH COMMUNITY IN LOWER URUGUAY RIVER (URUGUAY).

Stebniki, Samanta^{1,2}; González, Iván ^{1,2}; D'Anatro, Alejandro² y Teixeira de Mello, Franco¹

Resumen

Los peces son fundamentales en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, determinando los flujos de energía en dichos ambientes. El Río Uruguay es uno de los sistemas más importantes de la cuenca del Río de la Plata, recibiendo gran presión antrópica. En el presente estudio se analiza la variación espacio-temporal de la comunidad de peces y su relación con variables ambientales en tres sitios del Río Uruguay bajo, a lo largo del período 2007-2014. Los individuos fueron colectados utilizando ocho redes nórdicas, caladas doce horas en cada uno de los sitios en los meses de noviembre (primavera) y abril (otoño) de cada año. Los peces fueron identificados taxonómicamente, medidos, pesados, y clasificados en grupos tróficos. Se registraron en total 120 especies, distribuidas en 9 órdenes y 30 familias. En relación a la biomasa total, las especies detritívoras fueron dominantes (34%), seguidas por las omnívoras (30%), bentívoras (23%) y piscívoras (13%). A lo largo del periodo de estudio se observó una tendencia significativamente decreciente en la biomasa total y relativa de especies bentívoras y un aumento en la biomasa relativa de omnívoros. La temperatura y la altura del río serían los principales factores determinantes de la dinámica comunitaria observada.

Palabras clave: peces, variación espacio-temporales, Río Uruguay bajo

Abstract

Fish play a key role in aquatic environments, determining the energy flow in many ecosystems. The Uruguay River is one of the most important tributaries to the Río de la Plata estuary, receiving great anthropic pressure. We analyzed spatio-temporal variation of fish community and its relationship with environmental variables, at three sites of lower Uruguay River, throughout the period of 2007-2014. Individuals were collected using eight standard nordic gillnets in each sampling site, during November (spring) and April (autumn). The fish were taxonomically identified, measured, weighed and classified into trophic groups. A total of 120 species were registered, belonging to 9 orders and 30 families; of those, detritivorous species were dominant (34%), followed by omnivorous (30%), benthivorous (23%) and piscivorous fish (13%), in relation to total biomass. Throughout the study period, a significant decrease in total and relative biomass in benthivorous species was observed, co-occurring with an increasing of the relative biomass of omnivorous. The temperature and the river level were found to be the main determinants of the community dynamics observed.

Keywords: fish, spatio-temporal variability, Lower Uruguay River

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas acuáticos se caracterizan por presentar una gran variabilidad espacial y temporal en sus componentes físicos y químicos, los cuales usualmente determinan la dinámica de las diferentes comunidades. Estos factores abióticos pueden actuar a gran escala, como lo hacen los factores climáticos --i.e. temperatura, precipitaciones-- o pueden actuar a escala local como lo pueden hacer el oxígeno disuelto en agua, la irradiación lumínica, o la heterogeneidad del hábitat. La interacción de ambas escalas son decisivas para determinar la distribución espacial de las especies (Tonn *et al.*, 1990).

El estudio de la ecología trófica brinda información de las rutas a través de las cuales la energía y materia fluyen a lo largo de la trama trófica (Winemiller *et al.*, 2010). La estructura trófica de la comunidad de peces suele estar influenciada por factores intrínsecos, como ser restricciones morfológicas y comportamentales, así como, por factores extrínsecos actuando a diferentes escalas espaciales y temporales (Elliott *et al.*, 2008). Los diferentes niveles tróficos pueden verse afectados por efectos en cascada (e.g. Lövgren & Persson, 2002), influyendo directa o indirectamente en

1 Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos, Centro Universitario Regional Este, Universidad de la República, Uruguay.

2 Departamento de Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 11400- Tel +598 2 525 8618. stebniki@fcien.edu.uy

diversos componentes del ecosistema, provocando cambios en los ciclos de los nutrientes y la dinámica energética (e.g. Motta & Uieda, 2005). Cabe resaltar por lo tanto que las relaciones tróficas dentro y entre comunidades también juegan un rol importante en la estructuración de las mismas, como por ejemplo las relaciones depredador-presa (Rooney *et al.*, 2006).

El río de mayor caudal en nuestro país es el Río Uruguay, que a su vez por su localización y extensión es considerado uno de los sistemas más importantes de la cuenca del Río de la Plata, con una cuenca de 370.000 km² y con un caudal promedio de 4622m³/s. El mismo representa una fuente importante de agua para la agricultura, la generación hidroeléctrica y las industrias así como, para el consumo de agua potable, siendo a su vez el sustento de una importante flota de pesca artesanal (CARU, 2016). Esto ha llevado a que el Río Uruguay reciba una gran presión antrópica, a través de la construcción de grandes represas, el ingreso de fuentes puntuales y difusas de contaminación (e.g. industria y agricultura, respectivamente), así como una fuerte presión pesquera, lo que se ha visto reflejado en un deterioro continuo del mismo (e.g. su actual grado de eutrofización) (Nagy *et al.*, 2002).

Por este motivo resulta importante conocer como las variables ambientales, --e.g. el caudal del Río Uruguay-- afectan la comunidad de peces tanto en el componente espacial como temporal, considerando a su vez que dicha comunidad puede afectar al resto de las comunidades biológicas y por ende al funcionamiento del ecosistema.

2. OBJETIVO

En el presente estudio se analiza la variación espacio-temporal de la comunidad de peces en términos de biomasa, abundancia y riqueza, y su relación con variables ambientales, como la altura del río, temperatura, turbidez y nitrógeno, en tres sitios del Río Uruguay bajo a lo largo de 8 años (2007-2014).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizan en tres sitios del Río Uruguay en el departamento de Río Negro, Uruguay: Nuevo Berlín (32°52'20"S, 58°04'05"O -A), Fray Bentos (33°04'41"S, 58°16'15"O -B) y Las Cañas (33°09'41"S, 58°22'11"O -C) (Fig. 1), desde el año 2007 hasta el 2014. Se realizan dos muestreos por año, en abril (otoño) y en noviembre (primavera).

Para analizar la variabilidad del nivel del Río Uruguay en la zona de estudio se obtuvieron los valores diarios de la altura del mismo a través del servicio de información de la CARU (Comisión Administradora del Río Uruguay – <http://rio.caru.org.uy>). Como primera aproximación se trabajó con los valores de altura del río en Fray Bentos, los cuales se utilizaron como *proxy* del caudal en todos los puntos de muestreo. Se realizó una

caracterización de la variabilidad mensual, así como de la frecuencia de las alturas del río para el período de estudio comprendido entre los años 2005-2014. Para el análisis de las relaciones entre altura del río y la biomasa de las comunidades de peces se consideraron los datos quince días hacia atrás del último muestreo de peces realizado en cada sitio. Complementariamente, se midieron *in situ* todas las variables físico-químicas (conductividad, alcalinidad, DBO, DQO, fósforo soluble y total, nitrato, nitrógeno total, oxígeno disuelto, pH, SDT, SST, turbiedad) por el programa de monitoreo ambiental de UPM S.A. Para este propósito utilizamos los datos ambientales disponibles obtenidos previos a la fecha del muestreo en cada uno de los sitios estudiados. En el presente trabajo se presenta el análisis de solo aquellas variables que mostraron alguna relación significativa con la biomasa de los peces.



Figura 1.- Ubicación geográfica de los tres sitios muestreados: Nuevo Berlín (A), Fray Bentos (B) y Las Cañas (C) en el Río Uruguay (Uruguay).

Los peces fueron colectados con redes nórdicas de 30 metros, compuestas por 12 mallas de diferentes tamaños, con una distancia de entrenudos 5 a 55 mm. Se calaron ocho redes desde el atardecer al amanecer (12 hs), cuatro en la zona litoral y cuatro en la zona media (n=8), en cada uno de los sitios en los meses de noviembre (primavera) y abril (otoño) de cada año. Los peces fueron medidos y pesados, identificados taxonómicamente a nivel de especie y

clasificados en cuatro grupos tróficos basados en literatura disponible para las diferentes especies: piscívoros, bentívoros, omnívoros y detritívoros. Se calculó la biomasa y riqueza específica, así como biomasa y riqueza relativa de cada uno de estos grupos tróficos. En este caso se trabajó con la biomasa total de la comunidad estandarizada por red (CPUE 2 red⁻¹12hs⁻¹). Dado que el estudio se realizó en dos estaciones del año y en tres sitios diferentes, se comparó estadísticamente la biomasa de cada grupo trófico entre las tres zonas de estudio y entre cada estación. Para los análisis estadísticos se utilizó Análisis de Varianza (ANOVA) de dos vías sobre la biomasa de cada grupo trófico, siendo los factores: época del año (dos niveles: otoño y primavera) y sitios de muestreo (tres niveles: Nuevo Berlín, Fray Bentos y las Cañas). También se realizaron regresiones lineales entre la biomasa y las variables ambientales. Para realizar todos estos análisis se usó el software libre R <https://cran.r-project.org>.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La frecuencia de alturas del río mostró que los valores más frecuentes están entre 60 y 65cm sobre el nivel de caudal promedio (Fig. 2). La altura del río presentó una oscilación temporal, con un máximo mensual en 312cm y un mínimo en -35cm con respecto al valor cero de Fray Bentos. A su vez, se observó una gran variabilidad intra-mensual (Fig. 3). Durante el periodo de se han observado un pico de altura (312cm) en la primavera de 2009 (Fig. 4) el caudal máximo erogado en la represa de Salto para esa fecha fue de 16.118 m³.s⁻¹, mientras el mínimo fue de 552 m³.s⁻¹. La mayoría de las variables físico-químicas analizadas no presentaron diferencias entre los sitios.

La temperatura presentó un comportamiento estacional a lo largo de los años con valores más altos en primavera que en otoño y un pico máximo en el 2008 (Fig. 5). La turbidez mostró valores significativos más altos en primavera que en otoño (F=24,5; $p < 0,0001$), también mostró una fluctuación irregular hasta el año 2012; luego de este año, la turbidez aumentó y la amplitud de sus fluctuaciones estacionales disminuyó, encontrándose desde ese entonces en un estado de alta turbidez respecto al período anterior (Fig. 6). Las variaciones en la concentración de nitrógeno total fueron irregulares, encontrándose los mayores valores hacia los años 2007 y 2008 (Fig. 7). Se observa que en la estación de primavera hay mayor concentración de nitrógeno que en otoño (F=12,7; $p < 0,001$).

El muestreo de la comunidad de peces mostró una gran diversidad, registrándose un total de 120

especies distribuidas en 9 órdenes y 30 familias a lo largo de los 8 años de estudio. La riqueza específica de la comunidad estuvo dominada por especies omnívoras (46% de las especies), seguida por bentívoras (30%), detritívoras (20%) y piscívoras (4%). Sin embargo, en términos de biomasa total, las especies detritívoras fueron dominantes (34%), seguidas por los omnívoros (30%), bentívoros (23%) y piscívoros (13%). Hacia los últimos años la biomasa relativa de especies bentívoras viene disminuyendo y con una tendencia al aumento en la biomasa relativa de omnívoros.

Los peces piscívoros presentaron una tendencia a incrementar su biomasa en otoño (F=7,75; $p = 0,078$). De acuerdo con esto, existió una correlación negativa entre la temperatura del río y la biomasa de peces piscívoros ($p = 0,030$; $r^2 = 0,09$). El mismo patrón de correlación negativa con la biomasa de piscívoros se observó con la turbidez ($p = 0,010$; $r^2 = 0,12$). Los omnívoros presentaron mayor biomasa en primavera (F=8,6; $p = 0,005$). De acuerdo con esto, existió una relación positiva entre la biomasa de omnívoros y la temperatura ($p = 0,016$; $r^2 = 0,10$). Este comportamiento es opuesto a lo encontrado para los piscívoros (Fig. 8). La mayor biomasa de omnívoros fue hallada en Fray Bentos (sitio B) (F=5,9; $p = 0,005$). Para los bentívoros y detritívoros, el análisis no reveló diferencias significativas a nivel estacional ($p > 0,05$); únicamente el grupo detritívoro presentó una mayor biomasa en el sitio B (F=4,9; $p = 0,011$). Dentro de las variables físico-químicas, el nitrógeno total presentó una correlación negativa con la biomasa de detritívoros ($p = 0,004$; $r^2 = 0,16$) y bentívoros ($p = 0,001$; $r^2 = 0,19$).

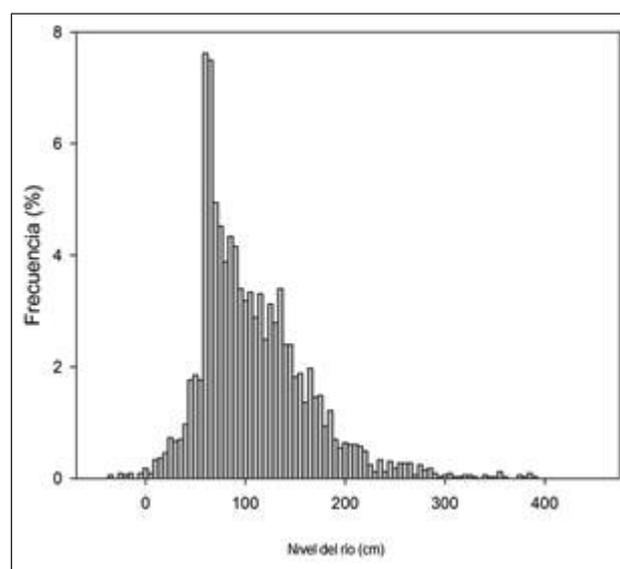


Figura 2.- Histograma de frecuencia en función del nivel del río (cm) mensual desde 2005 a 2014.

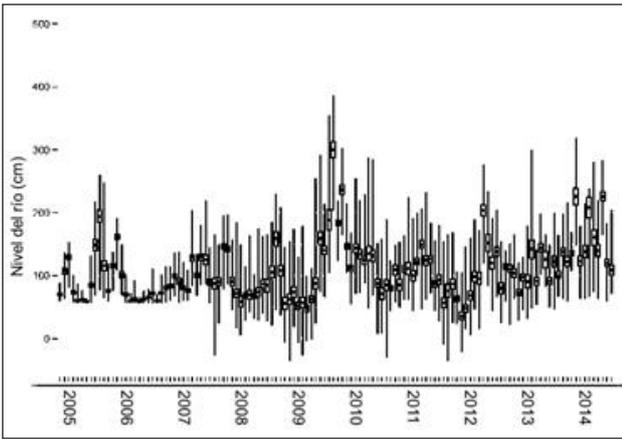


Figura 3.- Box plot del nivel del río (cm) mensual desde 2005 a 2014.

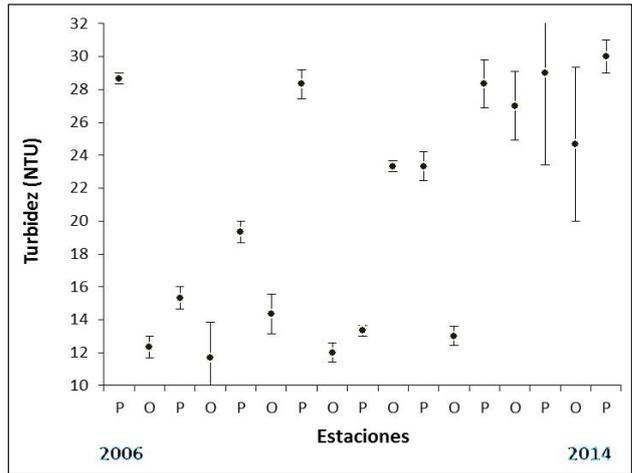


Figura 6.- Fluctuaciones de la turbidez (NTU) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

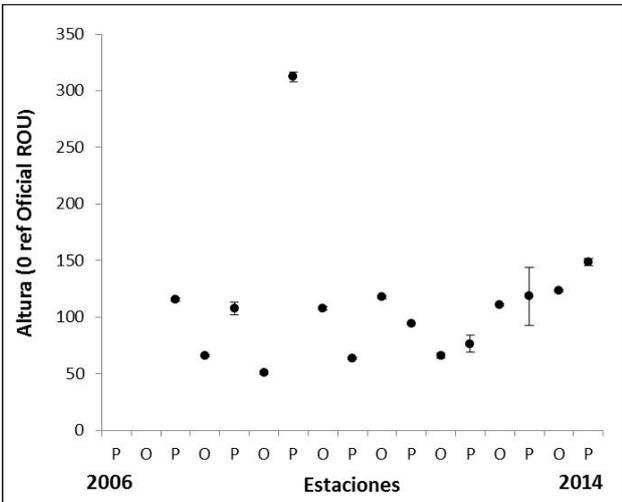


Figura 4.- Fluctuaciones de la altura (0 ref oficial ROU) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

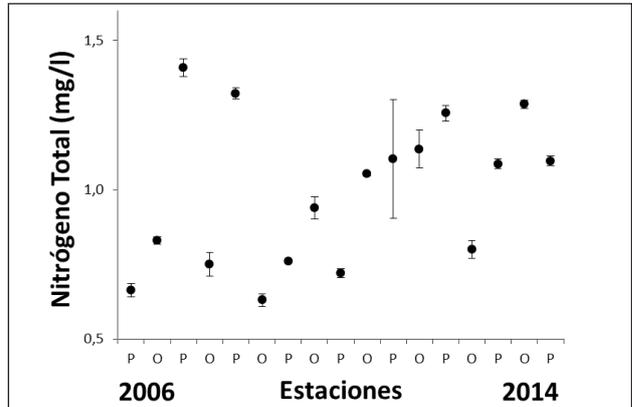


Figura 7.- Fluctuaciones del nitrógeno total (mg/l) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

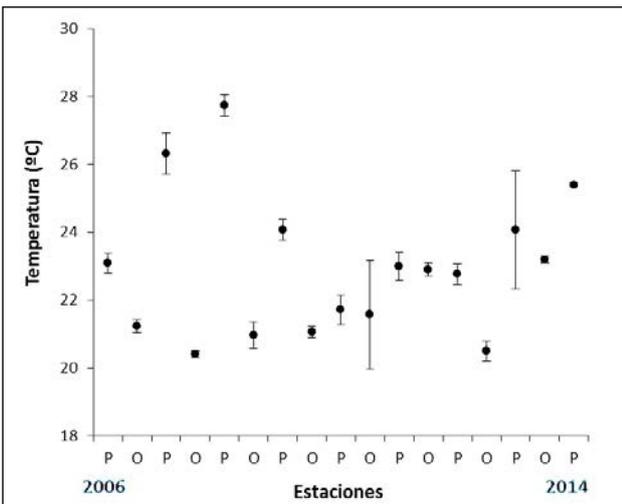


Figura 5.- Fluctuaciones de la temperatura (°C) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

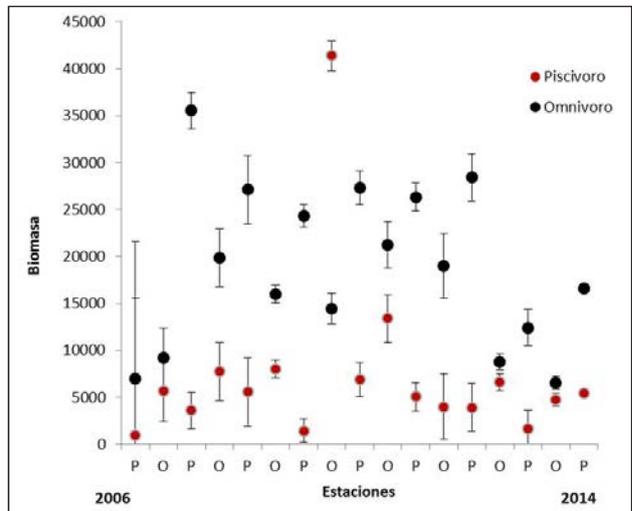


Figura 8.- Fluctuaciones de la biomasa de omnívoros y piscívoros en la estación de primavera (P) y otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

El análisis de la biomasa total de la comunidad de peces muestra una tendencia a la disminución desde abril de 2011 a Noviembre de 2014 (Fig. 9). El análisis realizado no mostró ninguna relación significativa entre la altura del río y la biomasa capturada en los tres sitios de muestreo ($p=0,180$; $r^2=0,2$). Sin embargo, es importante resaltar algunas observaciones puntuales: el pico de biomasa capturada en el año 2010 podría relacionarse con las alturas de río observadas en 2009, año donde las precipitaciones fueron superiores a las normales de Octubre a Marzo (MGAP-FAO, 2013). Estas relaciones desfasadas en el tiempo entre la comunidad de peces y el caudal son esperables debido que elevados caudales pueden incrementar las áreas de reproducción tanto en el río Uruguay como en el río Paraná (Fuentes *et al.*, 1998), favoreciendo la reproducción de peces en dicho período. Cuando se dan las crecientes hacia la primavera (época en que los peces tienen gónadas maduras), se constituye un corredor con condiciones propicias para los desoves de los peces (Fuentes *et al.*, 1998). En este sentido, en los muestreos de 2010, inmediatamente posteriores a una primavera con grandes inundaciones, fue capturado un el máximo número registrado hasta el momento de juveniles de diversas especies (e.g. *Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens*, *Salminus brasiliensis* y *Pimelodus spp.*). Sin embargo, estos eventos que probablemente determinan la biomasa de peces en años posteriores, son poco frecuentes, por lo cual se hace difícil detectarlos con análisis estadísticos en datos de series de tiempo de pocos años de estudio. Efectos sitio-específicos del aumento del caudal también pueden afectar las capturas de peces, siendo esperable un funcionamiento local diferencial de la hidrodinámica en los tres sitios de muestreo. Sin embargo, existe un patrón similar de las capturas en términos de biomasa entre los tres sitios, donde en Las Cañas siempre se observan valores inferiores de biomasa (figura 9) independiente de la época del año.

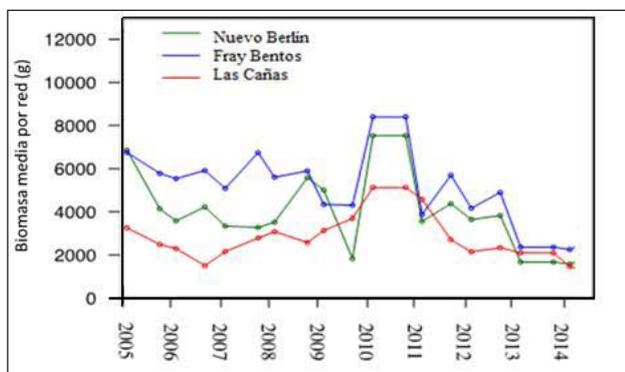


Figura 9.- Variación de la biomasa de peces colectada por unidad de esfuerzo (dos redes) desde los estudios de línea de base (Abril de 2005) hasta Diciembre 2014 (abajo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana en Las Cañas.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se analiza la variación espacial y temporal en la estructura trófica de la comunidad de peces del Río Uruguay y su correlación con factores ambientales potencialmente determinantes del patrón de dicha variabilidad.

A nivel espacial, la comunidad de peces presentó importantes variaciones entre los tres sitios de estudio, siendo en la localidad de Fray Bentos donde los detritívoros y omnívoros poseen la mayor biomasa. Así mismo, la comunidad de peces también ha variado estacionalmente de forma importante y consistente con los omnívoros aumentando en primavera y los piscívoros aumentando su biomasa en el otoño.

Uno de los potenciales factores determinantes de esta variabilidad estacional podría ser la temperatura, debido la relación significativa encontrada, positiva con la biomasa de omnívoros y negativa con la biomasa de piscívoros. A su vez, la relación negativa entre turbidez y biomasa de piscívoros podría explicarse debido a que los hábitos de depredación son muchas veces dependientes de la visión que presenta este grupo de peces (Aguirre, 2004), por lo cual un ambiente turbio podría desfavorecer su alimentación.

Estos resultados nos muestran la gran variabilidad de las comunidades de peces que existe en esta zona del río Uruguay, resaltando la importancia de continuar con este tipo de investigación. Estudios de largo plazo nos pueden ayudar a mejorar nuestra comprensión sobre la dinámica del sistema y comprender de mejor manera los mecanismos por los cuales estos factores ambientales afectan las comunidades de peces del Río Uruguay bajo. Una mayor comprensión del funcionamiento del sistema nos puede aportar ideas sobre medidas de manejo así como detectar posibles cambios inducidos por las actividades humanas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, M. C. B. 2004. Comportamiento de los peces en la búsqueda y la captura del alimento. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 17(1), 63-75.
- CARU 2016. El Río Uruguay en cifras. Se analizaron varios de los informes subidos a la página, disponibles en: <http://www.caru.org.uy/web/acerca-de/prueba-pagina/>
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG & Harrison TD. 2008. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8: 241–268.
- Fuentes, C. M., & Ros, A. E. 2005. Variación de la actividad reproductiva del sábalo, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847), estimada por el flujo de larvas en el río Paraná Inferior. *Natura Neotropicalis*, 1(29), 25-32.

- Lövgren J. & Persson L. 2002. Fish-mediated indirect effects in a littoral food web. *Oikos* 96: 150-156.
- MGAP-FAO. 2013. Clima de cambios NUEVOS DESAFÍOS DE ADAPTACIÓN EN URUGUAY. Nuevas Políticas para la Adaptación de la Agricultura al Cambio Climático. Compilado. Editores: Walter Oyhantcabal, Diego Sancho y Malvina Galván. *Resultado del proyecto: TCP/URU/3302*. 306pp. <http://www.fao.org/climatechange/84982/es>.
- Motta R. L. & Uieda V. S. 2005. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology* 30: 58-73.
- Nagy, G. J., Gómez-Erache, M., López, C. H., & Perdomo, A. C. 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary System. In *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters* (pp. 125-139). Springer Netherlands.
- Rooney N., McCann K., Gellner G. y Moore J. C. 2006. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442: 265-269.
- Tonn, W. M., J. J. Magnuson, M. Rask & J. Toivonen. 1990. Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes. *The American Naturalist* 136(3):345-375 doi:10.2307/2462149.
- Winemiller, K. O., A. S. Flecker & D. J. Hoeinghaus. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 84-99.