

## TESINA

“Diversidad de respuesta y redundancia funcional en la comunidad bentónica de ríos de zonas agrícolas de la provincia de Santa Fe.”

Estudiante: **Christian Alberto Ávalos**

Director: **Miguel Saigo**

Lugar de Trabajo: **Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL)**

**Santa Fe, Mayo 2020**

Agradecimientos	<b>3</b>
Resumen	<b>5</b>
Palabras clave	<b>5</b>
Introducción	<b>6</b>
Objetivos generales	<b>12</b>
Materiales y métodos	<b>13</b>
Área de estudio	<b>14</b>
Metodología de campo y laboratorio	<b>16</b>
Análisis de datos	<b>17</b>
Caracterización de los ensambles	<b>18</b>
Redundancia funcional	<b>18</b>
Diversidad de respuesta	<b>18</b>
Relación entre nutrientes, redundancia y diversidad de respuesta	<b>19</b>
Resultados	<b>22</b>
Variables ambientales	<b>23</b>
Caracterización de los ensambles	<b>24</b>
Redundancia Funcional	<b>27</b>
Diversidad de respuesta	<b>29</b>
Relación entre nutrientes, redundancia y diversidad de respuesta	<b>30</b>
Discusión	<b>31</b>
Conclusión	<b>38</b>
Referencias bibliográficas	<b>39</b>

## Agradecimientos

Me gustaría agradecer en primera instancia a la Universidad Nacional del Litoral, universidad pública que me permitió formarme académicamente, pero también humanamente y que me brindó la posibilidad de cuestionar la realidad para poder transformarla

A mi director de tesis, Miguel, que no sólo es mi director, si no que un hermano, y que siempre me brindó su apoyo.

A Mercedes y a cada integrante del laboratorio de Bentos del INALI, que me enriquecieron con su conocimiento, con su compañía, con su predisposición y sus charlas. A Santiago Hernán Torres que me ayudo a identificar y fue muy atento conmigo

Al jurado que con sus aportes me ayudaron a aprender. A cada docente de la carrera que me enseñó muchísimo, a pesar de algunas diferencias que podamos haber tenido

A mi vieja que siempre fue incondicional, y que siempre hice renegar. A mi familia. A mis amigos y compañeros de recorrido que siempre me acompañaron, siempre me valoraron y me respetaron.

A esa futura colega. Mi inspiración, que con su presencia, cercana o lejana, me fue demostrando que puedo ser mejor, y que es necesario no bajar los brazos nunca para llegar a cumplir con los sueños

Al Alde, agrupación estudiantil que me abrió la cabeza para entender que la ciencia debe ser responsable y debe aportar para cambiar las injusticias del país y del mundo. A mi querida “ConCiencia Crítica” que me enseñó a no bajar los brazos nunca, y asociar mi amor por la biología con mi amor por la militancia.

Finalmente, y no menos importante a Pamela, que alguna vez le dije que un pedacito de mi título le pertenecía, por su eterna generosidad y sus sabios

concejos, que siempre eran acertados a pesar de no seguirlos muchas veces.  
Un alma noble que nos ilumina a todos y a todas.

## Resumen

Las actividades humanas y el uso intensivo del suelo, en el actual contexto de aumento de la población y concentración económica, afectan la biodiversidad del planeta. Entre las consecuencias del modelo productivo dominante en la Argentina se encuentra el enriquecimiento por nutrientes de hábitats acuáticos, que genera problemas de eutrofización. El objetivo de esta tesina fue determinar si existe relación entre la redundancia funcional y la diversidad de respuesta con las concentraciones de nutrientes en ríos de la provincia de Santa Fe que se encuentran afectados por la agricultura. Se extrajeron muestras de bentos de 7 ríos pertenecientes a las cuencas del Carcarañá, Cañada de Carrizales y Colastiné. Estos muestreos se realizaron durante 3 estaciones diferentes del año (abril, agosto y noviembre). Se clasificaron los organismos según sus grupos funcionales y rasgos biológicos y se hicieron mediciones de redundancia funcional y diversidad de respuesta. Esta última a partir de la medición de la riqueza funcional y la entropía cuadrática de Rao. Finalmente se utilizaron modelos lineales para relacionar los parámetros mencionados con las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS), amonio ( $\text{NH}_4$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3$ ). Los resultados demostraron que existe una correlación significativa y negativa entre el fosfato y la diversidad de respuesta de los colectores recolectores, medidas a través de RaoQ. Dichos resultados deben ser tenidos en cuenta a la hora de elaborar políticas tendientes al desarrollo sustentable en el contexto de cambio climático.

**Palabras clave:** Rasgos biológicos; Uso de la tierra; RaoQ, Nutrientes, Macroinvertebrados.

# Introducción



## Introducción

Las actividades humanas en el actual contexto de aumento de la población y concentración económica, afectan la biodiversidad del planeta. Entre los efectos más importantes se cuentan la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la fragmentación de hábitats, la introducción de especies exóticas y los cambios en el uso de la tierra (Martín-Lopez et al., 2007).

En Argentina, país históricamente dependiente y productor de materias primas, la creciente demanda mundial de alimentos, impulsó fuertes modificaciones en el uso de la tierra (Ansuain, 2006). Uno de los más importantes en este sentido es el acelerado avance de la frontera agropecuaria. Esto se ha debido fundamentalmente a la intensificación de la producción sojera basada en la siembra directa, lo cual generó el declive de otras actividades como la ganadería, la lechería y diversas producciones regionales (Caligaris, 2017). Los beneficios económicos de este proceso se concentraron en una pequeña minoría capaz de acceder a los paquetes tecnológicos desarrollados para la siembra directa (Ansuain, 2012). Como resultado de esto, en los últimos años se ha producido una importante concentración de tierras y una tendencia a la eliminación de pequeñas y medianas producciones (Ameghino, 2016). Según el censo agropecuario de 2018 desaparecieron 82.562 explotaciones productivas, aún con incremento del área agrícola en varias provincias (Ameghino y Fernández 2019).

En la campaña 1988/89 se sembraron 4,6 millones de hectáreas de soja y la producción alcanzó los 6,5 millones de toneladas. Sólo quince años después, en la campaña 2003/04, la superficie sembrada con esta oleaginosa ascendió a 14,2 millones de hectáreas y la producción fue 7 veces mayor (34,8 millones de toneladas) (Paruelo et al., 2004). En el año 2011 la cosecha llegó a 18,8 millones de hectáreas (Ansuain, 2012) y finalmente en la cosecha 2017/2018 alcanzó las 20,1 millones de hectáreas con una producción de 36 millones de toneladas (Bolsa de cereales de la provincia de Buenos Aires).

A nivel mundial los biomas artificiales compuestos por cultivos alcanzan el 40% de la superficie terrestre (Foley et al., 2005) y el consecuente aumento en el

uso de fertilizantes y herbicidas ha llegado a ser del 700% en los últimos 40 años. Esto ha generado (además de problemas en el suelo) un exceso de nutrientes en los ríos que discurren por estas áreas (Foley et al., 2005; Withers y Haygarth, 2007).

Según un informe de la Bolsa de Comercio de Rosario, durante el año 2017 el consumo de fertilizantes en nuestro país creció un 4,4 % respecto al año anterior, lo que lo llevó a alcanzar los 3,77 millones de toneladas. Los fertilizantes de mayor consumo en el país se pueden clasificar en dos grandes grupos según el tipo de nutriente: los nitrogenados (UREA, UAN y otros) y los fosforados (diamónico, monoamónico, súper fosfato triple y simple entre otros) que se producen a base de roca fosfórica. En el sector agropecuario argentino, el 52,8 % de los fertilizantes utilizados durante el 2017 correspondió a los de tipo nitrogenados (cuya demanda se satisface principalmente por producción local) y el 38,6 % a fosforados, que en su mayoría se importan (Rozadilla, Calsada, 2018). Pero analizando con mayor profundidad se puede observar que el problema de la dependencia de fertilizantes artificiales ha presentado una rápida evolución. Desde el año 1990 en el que se consumieron 300 mil toneladas, el crecimiento respecto del año 2017 (en 27 años) fue de un 1.156 %, es decir, el uso de fertilizantes en la producción local se multiplicó por poco más de 12 en menos de 30 años (Asociación civil "Fertilizar", 2017).

El aumento de la carga de nutrientes en los ríos, por causa del uso de fertilizantes, tiene como consecuencia un cambio ecosistémico al que de manera general se denomina eutrofización. Esto implica entre otras cosas, floraciones algales, turbidez, anoxia en las partes más profundas debido a la descomposición, etc. (Schindler et al., 2008). Este proceso provoca grandes modificaciones en el funcionamiento de los ecosistemas. En general se considera que la eutrofización aumenta la productividad primaria, principalmente por el aporte de fósforo y nitrógeno (Chakraborty et al. 2012). Sin embargo, existen otros cambios relacionados a este proceso. Por ejemplo, Quirós et al. (2006) demostraron una relación entre el aumento de la producción agraria y la turbidez, densidad algal y de macrófitas en lagunas pampeanas. En lagos de Groenlandia se ha determinado que la productividad primaria que aumenta a nivel del fitoplancton puede disminuir a nivel bentónico

(Vadeboncoeur, et. al. 2003), provocando una disminución global de la productividad. Asimismo, un estudio en el lago Thalo de Estados Unidos demostró que la eutrofización genera un acoplamiento en las tramas tróficas pelágicas y bentónicas debido a una mayor dependencia del bentos de la productividad primaria pelágica (Chandra, et al.; 2005). Por otra parte, la eutrofización puede disminuir la diversidad alfa (Bazzanti et al., 2012) y beta de los sistemas acuáticos, ya que puede generarse una homogeneización de las condiciones ambientales (Donohue 2009).

Los cambios en la composición de ensamblajes bentónicos pueden significar un riesgo para la provisión de servicios ecosistémicos. Esto se debe a que estos organismos cumplen diversas funciones tales como procesamiento de materia orgánica, el control de la producción primaria y la conexión entre productores y depredadores tope. En tal sentido el concepto de estabilidad de los ensamblajes se vuelve un asunto central. En teoría ecológica, tal propiedad se compone de dos factores, la resiliencia y la resistencia. La primera se refiere a la capacidad de un sistema de absorber un disturbio, reorganizarse y seguir cumpliendo las mismas funciones. La segunda es la capacidad de un ecosistema de resistir una perturbación. Un ecosistema resistente experimenta cambios más pequeños que uno menos resistente ante una misma perturbación (Rist et al., 2014).

Desde el punto de vista de la estructura de los ensamblajes, se ha considerado que la redundancia de especies (Walker, 1992) es un atributo importante para la resiliencia. Esta aseveración se basa en el razonamiento de que, si en un ecosistema varias especies cumplen una misma función, esta no se vería comprometida por la eventual extinción de alguna de ellas. Más recientemente esta idea se ha refinado con el advenimiento del análisis de la diversidad funcional. Este enfoque se basa en las características funcionales de los organismos más que en su identidad taxonómica. La diversidad funcional es definida por Tillman (2001) como el valor y el rango de los rasgos biológicos de los organismos en un ecosistema dado. Mason et al. (2005), la definió como: la distribución de las especies y la abundancia de una comunidad en el espacio funcional Entendiendo al espacio funcional como el espacio vectorial definido por los rasgos biológicos como dimensiones (Rosenfeld, 2002; Moulliot et al.,

2005; Faith 2015). Esta definición incluye varios componentes, la riqueza, equitatividad y divergencia funcional. La riqueza funcional (Fric) es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias. La equitatividad funcional (FEve) es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional y, finalmente, la divergencia funcional es una medida de similitud entre las especies dominantes de una comunidad (FDiv) (Villéger et al. 2010). Una medida muy utilizada de divergencia funcional es la entropía cuadrática de Rao. Esta se calcula como la distancia media entre las especies de un ensamble en el espacio funcional prorrateado por la abundancia de las mismas. Esta medida tiene la ventaja de que utiliza la abundancia de las especies como dato cuantitativo (Mason et al., 2005).

La diversidad funcional se relaciona con la estabilidad de los ecosistemas a través de la noción de diversidad de respuesta (DR). Este concepto se basa en la distinción entre rasgos de efecto y rasgos de respuesta. Los primeros se refieren a aquellas características de las especies en virtud de las cuales cumplen una función en el ecosistema. Un ejemplo de este tipo de rasgo es el modo de adquisición de alimento por parte de los invertebrados bentónicos. Siguiendo este criterio, Merrit y Cummins (1996) han clasificado a los taxones bentónicos en colectores recolectores, filtradores, raspadores, trituradores y depredadores. Los rasgos de respuesta refieren a aquellas características que confieren a los organismos la capacidad de responder ante las perturbaciones (Laliberté et al., 2010). El modo de dispersión, la presencia de estructuras de resistencia (quistes, o huevos) o el tipo de respiración son ejemplos de este tipo de rasgo. La DR consiste entonces en la diversidad funcional, en términos de rasgos respuesta, dentro de cada grupo funcional (definidos en términos de rasgos de efecto). De esta manera la DR es una medida de las posibilidades de las especies de un grupo funcional de responder de manera diferente a una perturbación. Por consiguiente se considera que este atributo promueve la resiliencia de los ecosistemas, y por lo tanto su estabilidad (Mori, 2012), asegurando la producción de servicios ecosistémicos esenciales (Elmqvist et al., 2003).

Se ha demostrado que la intensificación en el uso de la tierra reduce considerablemente tanto la redundancia funcional, como la diversidad de respuesta en comunidades vegetales, reduciendo la estabilidad de los los ecosistemas (Laliberté et al., 2010). Por ejemplo, Mumme et. al. (2015) demostró que el uso intensivo del suelo para el cultivo de palma aceitera, bajó niveles de diversidad y redundancia funcional en comunidades de artrópodos de la hojarasca tropical en Indonesia, tras la fragmentación de bosques.

En Argentina existen estudios como el de Chillo, et al. (2011) que evaluaron el uso de la diversidad de respuesta como una medida de la resiliencia basada en la comparación de sitios antes y después de sufrir una perturbación por pastoreo en zonas áridas de la provincia de Mendoza. Este estudio logró demostrar que los sitios con mayor redundancia y riqueza funcional fueron más resilientes. Autores como Miserendino y Masi (2010) y Paggi (2003) han utilizado diferentes indicadores para analizar el efecto que el uso de la tierra en comunidades bentónicas.

Existen estudios sobre el efecto de determinados impactos antropogénicos, en comunidades de agua dulce en el mundo, midiendo la diversidad funcional y de respuesta, (Usseglio-Polatera, 2000; Pakeman et al.,2011; Martinez et al., 2013). Sin embargo, es importante destacar que no hay trabajos que utilicen los índices mencionados para relacionar las variables de uso de la tierra, en relación a la carga de nutrientes.

La presente tesis se basa en el estudio de la redundancia funcional y diversidad de respuesta de las comunidades bentónicas de siete arroyos ubicados en el centro-sur de la provincia de Santa Fe, cuyos cauces están expuestos a la actividad agrícola de los departamentos: La Capital, Iriondo, San Jerónimo, San Lorenzo y Rosario. En un ciclo anual entre 2016 y 2017.

## **Objetivos generales**

1: Analizar las variaciones en la redundancia funcional de los ensamblajes bentónicos de arroyos de zonas agrícolas a lo largo del ciclo anual en relación a la carga de nutrientes.

2: Analizar las variaciones en la diversidad de respuesta de los ensamblajes bentónicos de arroyos de zonas agrícolas a lo largo del ciclo anual en relación a la carga de nutrientes. .

## **Objetivos específicos**

1.1 Clasificar las especies presentes en cada sitio y en cada momento en grupos funcionales tróficos.

1.2 Medir la riqueza taxonómica de los ensamblajes bentónicos dentro de cada grupo funcional en cada sitio a lo largo del ciclo anual.

2.1: Caracterizar a los organismos presentes en cada sitio y en cada momento, según sus rasgos biológicos de respuesta (tamaño, tipo de dispersión, respiración, reproducción y estrategias contra la desecación).

2.2: Estimar la diversidad funcional dentro de cada grupo funcional en cada sitio a lo largo del ciclo anual.

2.3: Determinar si la redundancia y diversidad funcional de los ensamblajes bentónicos se relacionan con la carga de nutrientes en el agua.

# *Materiales y métodos*



## Materiales y métodos

### Área de estudio

Se utilizaron muestras tomadas en 7 arroyos del centro de la provincia de Santa Fe que discurren por zonas de alta actividad agrícola (Figura 1). Las mismas fueron tomadas en el marco del proyecto: “Efectos de agroquímicos (herbicidas y fertilizantes) sobre biofilms de sistemas lóticos de la provincia de Santa Fe: respuestas comunitarias, poblacionales, celulares y subcelulares.” ASACTEI 2010-045-16.

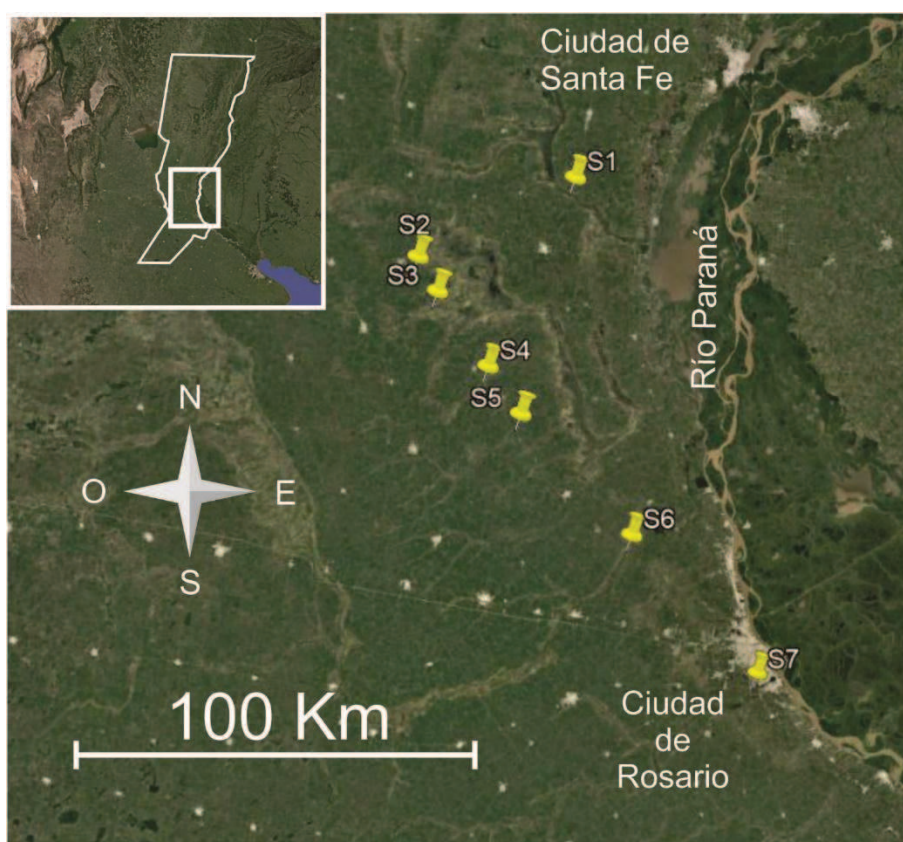


Figura 1: Área de estudio, ubicada entre la ciudad de Santa Fe y Rosario, donde se puede observar los sitios (S1 - S7) muestreados en ríos expuestos a zonas agrarias

El Sitio 1 (S1) está en el río Colastiné ubicado en las coordenadas latitud -31.91°, longitud -61.15°. Forma parte de la cuenca del mismo nombre, que atraviesa el departamento “Las Colonias”, donde predomina la agricultura y la producción tambera. El Sitio 2 (S2) está en un río más pequeño, poco

profundo, de un ancho aproximado de 4 metros. Ubicado en las coordenadas latitud  $-32.08^{\circ}$ , longitud  $-61.56^{\circ}$ , forma parte de la cuenca Cañada de Carrizales, cerca de la localidad de Cañada Rosquín, en el departamento San Martín, en donde también predomina la producción tampera y la agricultura. El Sitio 3 (S3) es un río de baja profundidad, con un ancho (en el lugar de muestreo) de 10 metros. Está ubicado en las coordenadas latitud  $-32.16^{\circ}$ , longitud  $-61.51^{\circ}$ , y forma parte de la cuenca cañada de carrizales. La localidad más cercana al sitio es Casas, ubicada en el mismo departamento San Martín. En la misma cuenca se encuentra también el Sitio 4 (S4) y el Sitio 5 (S5). S4 está ubicado en las coordenadas latitud  $-32.33^{\circ}$ , longitud  $-61.39^{\circ}$ , cerca de la localidad de Centeno, mide aproximadamente 4 metros de ancho y el sustrato es de tosca. S5, en cambio, posee sustrato rocoso, mide entre 6 y 7 metros de ancho y se encuentra cercano a la localidad de San Genaro. Sus coordenadas son latitud  $-32.44^{\circ}$ , longitud  $-61.30^{\circ}$ . Tanto San Genaro como Centeno se ubican en el departamento San Jerónimo, en la zona centro-sur de la provincia, con un uso de suelo predominantemente basado en la agricultura intensiva. El sitio S6 es el río Carcarañá, ubicado en las coordenadas latitud  $-32.72^{\circ}$ , longitud  $-61.01^{\circ}$ , en la cuenca que lleva el mismo nombre. Es un río más grande que los anteriores, con altas barrancas y una gran profundidad. Más al sur el Sitio 7 (S7) se encuentra en el río Saladillo, al sur de la ciudad de Rosario. Las coordenadas del punto de muestreo son  $-33.03^{\circ}$ , longitud  $-60.68^{\circ}$ .

Las zonas estudiadas en esta tesis son parte de cuencas hídricas afectadas por uso agrícola y ganadero del suelo. Los sitios muestreados pertenecen a las cuencas Colastiné, Cañada de Carrizales y Carcarañá, ubicados, según Castigliani (2011), en dos zonas agroeconómicamente homogéneas (ZAH). La zona "Rafaela", que incluye a los departamentos Las Colonias, Castellanos, La capital y San Justo, posee un 53% de la superficie utilizada para la actividad "ganadera" y un 17% para la actividad "predominantemente ganadera y mixta". En cambio, la totalidad de los departamentos ubicado hacia el sur de la provincia pertenecen a la ZAH "Arequito". Posee un 52% de "actividad agrícola" y un 21% de "actividad mixta agrícola-ganadera". Este sector está ubicado en la "Pampa Húmeda" donde se concentra la mayor producción de soja, maíz y trigo, principal producción primaria de la Argentina (Castignani, 2011). En la

zona “Rafaela” se encuentra el río Colastiné, y en la zona “Arequito” se ubican las otras dos cuencas.

### **Metodología de campo y laboratorio**

En cada sitio se realizaron 3 muestreos durante diciembre del 2016, abril y agosto 2017, A fin de poder comparar los ensamblajes bentónicos en diferentes estaciones del ciclo anual. En cada punto se tomaron tres réplicas al azar en diferentes lugares para análisis de bentos. Éstas se extrajeron con draga manual (100 cm<sup>2</sup>) y cilindro de Hess dependiendo del sustrato. Las muestras fueron fijadas con formaldehído al 4%, teñidas con eritrosina y llevadas al laboratorio para su posterior análisis en el laboratorio de bentos del Instituto Nacional de Limnología (INALI – CONICET - UNL). Cada muestra se filtró con tamiz de 200 micras de abertura de malla. La separación de los invertebrados del sedimento se realizó bajo lupa. Los invertebrados colectados se analizaron cuali y cuantitativamente identificándose con la mayor resolución taxonómica posible mediante claves disponibles para la región Neotropical (Brinkhurst y Marchese, 1992; Lopretto y Tell, 1995; Dominguez y Fernandez, 2009; Trivinho-Strixino, 2011). Se midieron parámetros físicos y químicos, como la profundidad, pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto (Sonda multiparamétrica) y transparencia del agua (disco de Secchi). Asimismo, se tomaron dragas para la cuantificación de la materia orgánica en sedimento. En cada sitio se tomaron tres muestras de agua sub-superficial para la determinación de nutrientes que fueron conservadas en frío y filtradas en el transcurso de las 12 horas. Luego se determinó la concentración de amonio, nitrato y fósforo reactivo soluble (PRS) siguiendo el protocolo de APHA (1992)

# *Análisis de datos*



## **Análisis de datos**

### **Variables ambientales**

Se realizó un test no paramétrico Kruskal Wallis para determinar si existían diferencias significativas en la concentración de nutrientes entre los sitios de muestreo.

### **Caracterización de los ensambles**

En cada sitio de cada muestreo se analizó riqueza, diversidad específica (Shannon Wiener) y abundancia total y de cada taxón. Asimismo, se calculó la diversidad beta (Whittaker) entre todos los sitios de cada muestreo.

Se realizó un escalamiento multidimensional no paramétrico (Bray-Curtis) para representar las variaciones de los ensambles en los tres muestreos. Estos análisis se realizaron con el programa Past (v 2.08).

### **Redundancia funcional**

Se clasificó a las especies encontradas en cada sitio y en cada momento en grupos funcionales. Los taxones fueron clasificados en colectores recolectores, colectores filtradores, raspadores y depredadores (Merritt y Cummins, 1996). La redundancia funcional fue calculada como el número de taxones dentro de cada grupo funcional (Walker, 1992).

### **Diversidad de respuesta**

Se caracterizaron las especies dentro de cada grupo funcional en base a sus rasgos biológicos de respuesta (Tabla 1).

Las estrategias a la desecación fueron codificadas siguiendo a Wiggins (1980). Esta clasificación incluye 5 grupos de especies; el grupo 1 incluye las especies que persisten en el sedimento seco en forma de quistes, huevos, juveniles o adultos. El grupo 2 se compone de especies que se reproducen en el hábitat antes de la sequía. El grupo 3 comprende especies que ingresan al cuerpo de agua antes de la sequía y resisten en forma de quistes. El grupo 4 por su parte incluye especies que abandonan el hábitat antes de la sequía. Finalmente el

grupo 5 contiene las especies que no están adaptadas a la desecación (Wiggins, 1980).

Tabla 1: Rasgos biológicos y modalidades utilizadas.

<b>Rasgo biológico</b>	<b>Modalidad</b>
<b>Tamaño</b>	Menos de 2,5 mm
	Entre 2,5 y 20 mm
	Más de 20 mm
<b>Resistencia</b>	Grupo 1
<b>Desecación</b>	Grupo 2
	Grupo 3
	Grupo 4
	Grupo 5
<b>Dispersión</b>	Aérea
	Acuática
<b>Movilidad</b>	Nadador de superficie
	Nadador en la columna de agua
	Reptante
	Constructor de túnel
	Sésil
	Constructor de tubos
<b>Reproducción</b>	Sexual
	Asexual
<b>Forma</b>	Esférica
	Chata
	Cilíndrica
<b>Respiración</b>	Branquias
	Tegumento
	Pulmón

La afinidad de cada taxón por cada modalidad de rasgo respuesta fue codificada en variable difusa (Chevenet et al., 1994) con un rango de 0 a 3, en la que 0 y 3 implican nula y fuerte afinidad respectivamente. La caracterización de los rasgos biológicos tanto de respuesta como de efecto se realizó con ayuda de material bibliográfico y consultas a expertos (Brinkhurst y Jamieson, 1971; Brinkhurst y Marchese, 1991; Marchese, 1994; Lopretto y Tell, 1995; Merrit y Cummins, 1996; Noreña et al., 2004; Montalto y Marchese, 2005; Sanseverino y Nessimian, 2008; Dominguez y Fernandez, 2009; Rojas Molina et al., 2010; Trivinho-Strixinho, 2011; Timm, 2012; Saito et al., 2014; Saigo et al., 2016.)

La diversidad de respuesta se midió en términos de riqueza y dispersión funcional. La riqueza funcional se calculó como el área total que ocupa el grupo funcional en el espacio funcional. La entropía cuadrática (RaoQ) se obtuvo como la distancia euclídeana promedio entre especies en el espacio funcional (de rasgos respuesta) multiplicado por la abundancia relativa de cada especie (Mason, 2005)

Estos análisis se realizaron utilizando el software R (R development core team 2014) y los paquetes “picante” (Kembel, et al.; 2010) y “FD” (Laliberté et al.; 2014).

### **Relación entre nutrientes, redundancia y diversidad de respuesta**

Se utilizaron modelos lineales para analizar la relación entre la concentración de nutrientes, la redundancia funcional y la diversidad de respuesta.

En todos los modelos las concentraciones de nutrientes fueron las variables explicativas. En el primer modelo, la redundancia funcional fue la variable respuesta, en el segundo esta variable fue la riqueza funcional dentro de cada grupo funcional. Finalmente, en el tercer modelo la dispersión funcional (RaoQ) fue la variable dependiente. La correlación fue analizada con un nivel de

significancia estadística de 0,05. Estos análisis se realizaron utilizando los paquetes de R “Mass” (Venables y Ripley, 2002) y “car” (Fox y Weisberg, 2019).



## Resultados



## Resultados

### Variables ambientales

En general los nutrientes mostraron concentraciones elevadas (Tabla 2). El fosfato (PRS) alcanzó su pico en el segundo muestreo. Se observó gran aumento de amonio ( $\text{NO}_3$ ) del tercer muestreo, elevando sus niveles 20 veces más en comparación con el segundo muestreo (Figura 2).

No se encontraron diferencias significativas en la concentración de nutrientes entre sitios muestreados ( $p > 0.05$ ).

Tabla 2: Media y desvío estándar de las variables ambientales en todos los sitios y muestreos

<b>Variables</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>
<b><math>\text{NO}_3</math> <math>\mu\text{g/l}</math></b>	247,77	775,80
<b>PRS <math>\mu\text{g/l}</math></b>	818,6	228,80
<b><math>\text{NH}_4</math> <math>\mu\text{g/l}</math></b>	545,77	58,24
<b>Temperatura (<math>^\circ\text{C}</math>)</b>	21,27	2,27
<b>Conductividad (<math>\mu\text{s.cm}</math>)</b>	3,79	2,40
<b>Secchi (cm)</b>	29,33	19,79
<b><math>\text{O}_2</math> (ppm)</b>	10,9	5,40
<b>pH</b>	7,5	0,33
<b>materia orgánica</b>	4,41	1,42

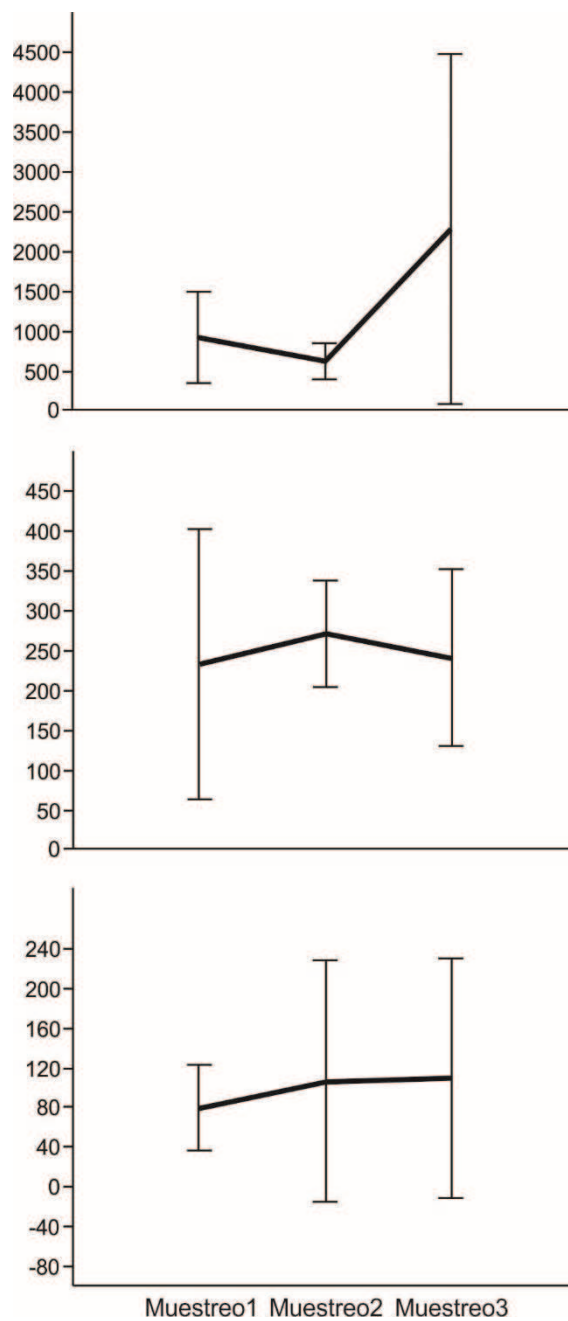


Figura 2: Concentración de nutrientes ( $\mu\text{g/l}$ ) promedio en los tres muestreos, más el error estándar en cada muestreo

## Caracterización de los ensambles

En el primer muestreo se registraron 444 individuos pertenecientes a 45 taxones. La diversidad beta fue de 2,86. Las especies más abundantes fueron *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Chironomus* sp., *Hyalella curvispina*, *Pristina jenkinsae*.

En el segundo muestreo se observó una disminución considerable en el número de individuos que fue de 205 pertenecientes a 23 taxones. La diversidad beta fue de 2,42. Los taxones más abundantes fueron *Nais elinguis*, *Pseudochironomus* sp. y Ostracoda.

En el tercer muestreo aumentó considerablemente la densidad de individuos, se contabilizaron 2119, pertenecientes a 33 taxones. La diversidad beta fue de 2,3. Los taxones más abundantes en este muestreo fueron Harpacticoida, Nematoda, *Chironomus* sp y *Nais communis* (Figura 3).

Los índices de Shannon fueron 2,87 en el primer muestreo, 2,35 en el segundo y 1,87 en el tercer muestreo.

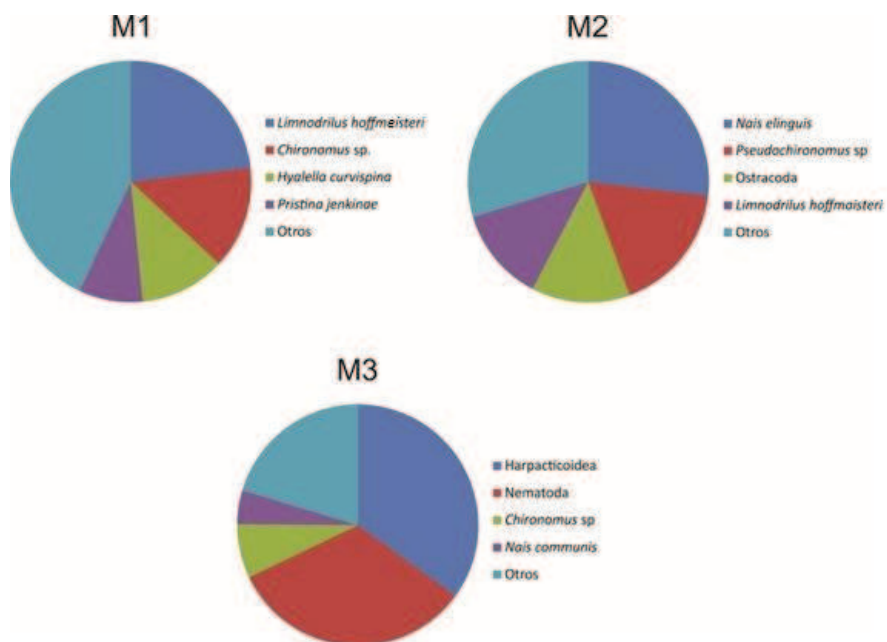


Figura 3: Gráficos de torta representando la abundancia relativa de las especies dominantes en los muestreos 1 (M1), 2 (M2) Y 3 (M3)

El análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico confirma que la composición de especies varía entre los tres muestreos (Figura 4).

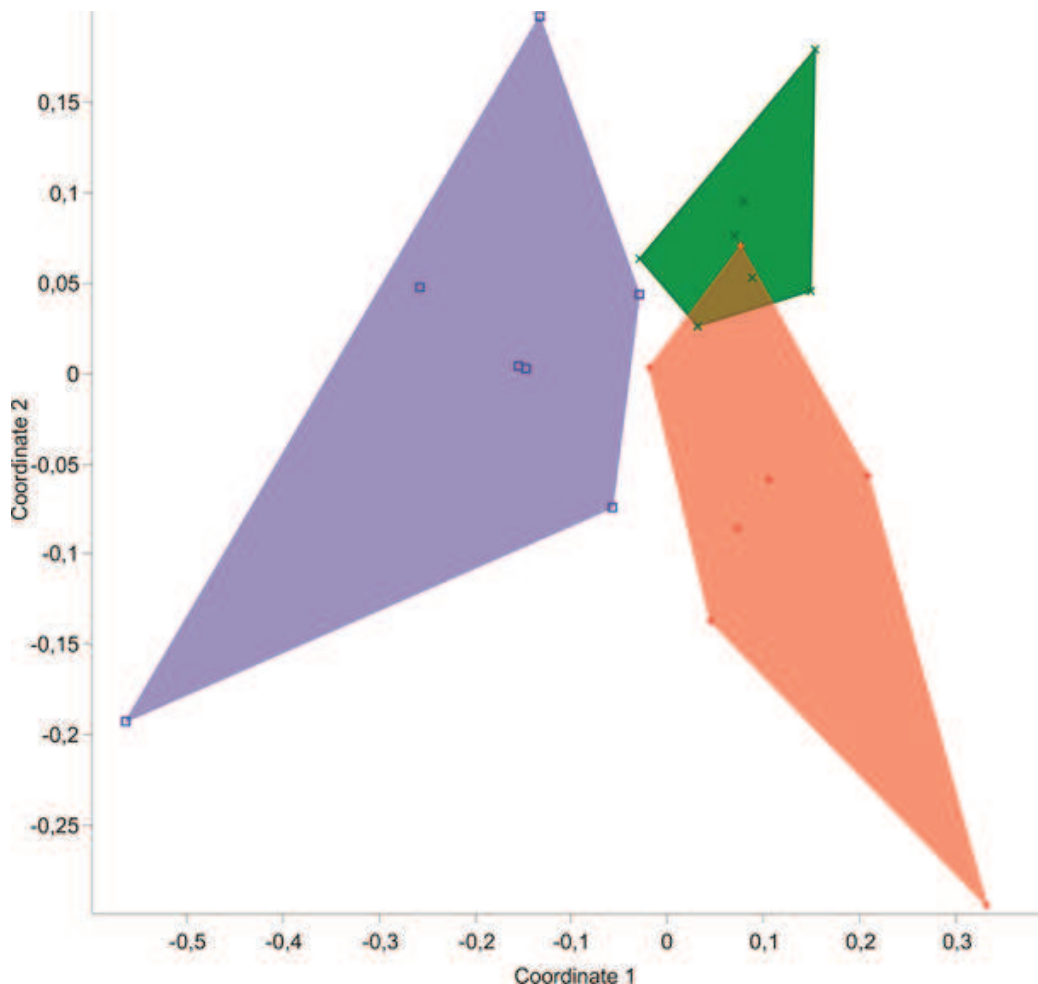


Figura 4: Escalamiento multidimensional no paramétrico. Verde= muestreo 1, violeta= muestreo 2, rosa= muestreo 3. Stress= 0,2.

Un dato interesante fue la aparición de cuatro ejemplares juveniles de *Corbicula largilerti*, un bivalvo invasor originario de Asia, en el sitio 1 del tercer muestreo. Se trata de un bivalvo de agua dulce. Los ejemplares, se caracterizan por umbo bajo y redondeado, ondulaciones en la superficie externa muy finas y periostraco de color amarillo a bordó (figura 5).



Figura 5. Juveniles de *Corbicula largiieriti*, un bivalvo invasor originario de Asia encontrado en el muestreo 1. Umbo bajo y redondeado, ondulaciones en la superficie externa muy finas y periostraco de color amarillo a bordó.

### Redundancia Funcional

La redundancia funcional medida en el primer y tercer muestreo fue mayor que en el segundo principalmente para colectores, filtradores y depredadores (Tabla 3).

Tabla 3: Redundancia funcional de cada grupo en cada sitio (S1 – 7) en los tres muestreos (M1, M2, M3)

		<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>
<b>Colectores recolectores</b>	s1	2	3	3
	s2	13	7	4
	s3	5	3	6
	s4	5	5	7
	s5	7	5	5
	s6	6	1	4
	s7	7	2	1
<b>Filtradores</b>	s1	1	1	2
	s2	4	1	0
	s3	2	1	2
	s4	1	1	2
	s5	0	1	1
	s6	0	1	0
	s7	3	0	1
<b>Depredadores</b>	s1	2	0	0
	s2	2	0	0
	s3	1	0	0
	s4	2	0	2
	s5	1	2	0
	s6	0	0	1
	s7	2	0	1
<b>Raspadores</b>	s1	0	0	1
	s2	0	0	0
	s3	0	0	0
	s4	0	0	1
	s5	0	0	0
	s6	0	0	0
	s7	0	0	0
<b>Parásitos</b>	s1	0	0	0
	s2	0	0	0
	s3	0	0	0
	s4	0	0	0
	s5	0	0	0
	s6	0	1	0
	s7	0	0	0
<b>Perforadores</b>	s1	0	0	0
	s2	0	0	0
	s3	0	0	0
	s4	0	0	0
	s5	0	0	0
	s6	0	0	1
	s7	0	0	0

## Diversidad de respuesta

La dispersión y riqueza funcional dentro de los colectores fueron en general mayores en el primer muestreo. No se pudo calcular la dispersión ni riqueza funcional de depredadores y filtradores en el muestreo 2 debido a la baja riqueza de estos organismos. Por otra parte, tampoco se pudieron calcular estos parámetros para depredadores en el tercer muestreo ni la riqueza funcional en el primer muestreo dado que no hubo sitios con más de dos taxones de este grupo. Por el mismo motivo tampoco se pudieron calcular estos parámetros para raspadores, perforadores ni parásitos. Debido a esto, solo se utilizó el grupo funcional de los colectores recolectores para el análisis de correlación.

Tabla 4: Índices de diversidad de respuesta en función de cada grupo funcional por muestreo. Rao= Entropía cuadrática de Rao, Fric=Riqueza funcional. Sitio 1 al 7 (S1 – S7)

		Muestreo 1		Muestreo 2		Muestreo 3	
		Rao	Fric	Rao	Fric	Rao	Fric
<b>Colectores Recolectores</b>	S1	9,56	0	4,59	14,94	5,25	0,9
	S2	46,2	98,86	11,16	23,67	11,34	7,11
	S3	26,75	87,67	0	0	7,11	6,13
	S4	27,83	68,81	18,29	9,31	25,18	31,24
	S5	27,28	63,62	18,82	20,84	21,28	14,56
	S6	23,16	4,05	15,51	0	12,51	13,33
	S7	18,47	3,46	4,33	0	0	0
<b>Filtradores</b>	S1	3,84	0	-	-	6,22	-
	S2	4,57	2,52	-	-	0	-
	S3	0	0	-	-	0,13	2,95
	S4	0	0	-	-	4,68	2,95
	S5	0	0	-	-	1,99	-
	S6	0	0	-	-	9,61	-
	S7	11,52	11,21	-	-	0	-
<b>Predadores</b>	S1	0	-	-	-	-	-
	S2	3,71	-	-	-	-	-
	S3	0	-	-	-	-	-
	S4	3,35	-	-	-	-	-
	S5	0	-	-	-	-	-
	S6	0	-	-	-	-	-
	S7	2,06	-	-	-	-	-

## Relación entre nutrientes, redundancia y diversidad de respuesta

No se encontraron correlaciones significativas entre la carga de nutrientes y la redundancia funcional. La riqueza funcional dentro de los colectores recolectores tampoco se relacionó significativamente con la carga de nutrientes. Por otra parte, si se encontró una correlación significativa y negativa entre RaoQ y el PRS en el primer y tercer muestreo (Tabla 5).

Tabla 5: Resultados de los modelos lineales entre las concentraciones de nutrientes, y diversidad de respuesta. M1: muestreo 1, M2: muestreo 2, M3: muestreo 3

		<b>Estimador</b>	<b>Error estándar</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
<b>M1</b>	NO3	-0,10	0,15	-0,66	0,56
	PO	-2,19	0,54	-4,09	<b><u>0,03</u></b>
	Nh4	2,67	2,52	1,06	0,37
<b>M2</b>	NO3	-0,01	0,01	-1,00	0,39
	PO	0,00	0,05	0,05	0,96
	Nh4	-0,01	0,03	-0,42	0,70
<b>M3</b>	NO3	0,06	0,03	1,77	0,17
	PO	-3,63	0,70	-5,16	<b><u>0,01</u></b>
	Nh4	-1,30	0,62	-2,08	0,13

# Discusión



## Discusión

En relación a los objetivos de la tesis, los resultados obtenidos demuestran que existe una relación negativa entre el fosforo reactivo soluble y la diversidad de respuesta de los colectores recolectores. Este resultado es un indicio de que el aporte de nutrientes en los ríos de zonas agrícolas puede disminuir la resiliencia de los ensamblajes bentónicos.

Es importante notar que la redundancia funcional no mostró correlaciones significativas con ningún nutriente. Esto indica que, si bien el número de especies de colectores no varía en función del estado trófico de los ríos, la resiliencia puede disminuir como resultado de una homogeneización funcional. El grupo funcional de los colectores-recolectores en esta región se compone fundamentalmente de oligoquetos y quironómidos (tribu Chironomini) (Ezcurra de Drago et al., 2007). Las especies de oligoquetos presentan rasgos similares entre sí, lo mismo sucede con muchas especies de chironomini. Por tal motivo la redundancia funcional puede ser un pobre descriptor de la resiliencia de estos ecosistemas.

Por otra parte, la diversidad de respuesta medida como la riqueza funcional dentro de un grupo funcional no mostró relación con la concentración de ningún nutriente. Al respecto resulta interesante analizar el desempeño de las diferentes métricas de diversidad funcional. La riqueza funcional no toma en cuenta las abundancias relativas de las especies y puede verse muy influenciada por fenómenos tales como el efecto en masa. Esto se debe a que la presencia de un solo individuo puede aumentar el área del polígono en el espacio funcional si sus rasgos biológicos son diferentes a los del resto del ensamblaje. Esto podría suceder, por ejemplo, con algún insecto semi-terrestre que sea capturado en el muestreo. A diferencia de la citada métrica de diversidad de respuesta, la entropía cuadrática de Rao tiene la ventaja de utilizar la abundancia de las especies como dato cuantitativo (Mason et al., 2005). Un trabajo de Botta-Dukát (2005) demostró que RaoQ representa una mejora en los índices de diversidad funcional disponibles. Respecto a esta métrica, una propiedad interesante es que es relativamente independiente de la

riqueza de especies. Ya que su valor puede disminuir si aumenta la riqueza de especies y viceversa. Esto se debe a que la diversidad funcional está influenciada tanto por la diversidad basada en la abundancia de especies como por las diferencias funcionales entre las mismas. La introducción de una nueva especie en la comunidad aumenta la riqueza taxonómica, y puede disminuir la diferencia promedio entre las especies en el espacio funcional (Botta-Dukát, 2005).

Resultados similares fueron reportados por Lalliberté et al., (2010) quienes concluyeron que la intensificación en el uso de la tierra disminuye la diversidad de respuesta en ensamblajes de plantas. Por otra parte, en un estudio multi-taxa Flynn et al., (2009) determinaron que el uso intensivo de la tierra disminuye la diversidad funcional de plantas, aves y mamíferos.

En un estudio realizado en la selva atlántica Magnago et al. (2014), determinaron que la riqueza funcional es menos sensible a la fragmentación que la divergencia y equitatividad funcional. Resultados similares fueron reportados para aves de la selva atlántica (De Coster et al. 2015) y de bosques tropicales de Kenia (Ulrich et al., 2016). Recientemente, en un meta análisis Hatfield et al. (2018), han sugerido que la riqueza funcional puede ser un pobre descriptor de las funciones ecosistémicas.

Los resultados de la presente tesina se refieren solo al grupo funcional de colectores-recolectores ya que fue el único grupo ampliamente representado en todos los muestreos. Esto coincide con los estudios realizados en la región que apuntan a que la mayoría de los taxones bentónicos pertenecen a este grupo funcional (Ezcurra de Drago et al., 2007; Saigo et al., 2015). Futuros estudios deberán abocarse a determinar si el enriquecimiento con nutrientes puede afectar la diversidad de respuesta de otros grupos funcionales.

Los resultados aquí obtenidos se suman a la evidencia sobre el deterioro de los ecosistemas acuáticos debido a la agricultura en el país. Por ejemplo, estudios comparativos de Miserendino y Masi (2009), demostraron que los diferentes usos de la tierra afectan de manera divergente las estructuras de los ensamblajes bentónicos de ríos patagónicos, siendo la diversidad de trituradores y la densidad de recolectores buenos indicadores del nivel de impacto en ríos

más expuestos a la agricultura. Un interesante trabajo de Quirós (2006) demostró que la intensidad del uso de la tierra se relaciona de manera directa con la eutrofización y con la turbidez de lagunas pampeanas, aumentando la densidad de algas planctónicas a causa del aumento de fósforo, y principalmente de nitrógeno (Sosnovsky y Quirós, 2006). Por otra parte, en lagos de Neuquén, Amalfi y Verniere (1996) determinaron que la producción secundaria desciende en relación a la descarga de nutrientes producto de la actividad frutícola. Rosso y Cirelli (2013) demostraron que una combinación particular de variables ambientales generados por el impacto de la actividad agrícola (condiciones ribereñas pobres, fósforo total alto, pH alto, etc.) era perjudicial para la presencia de macrófitas en ríos de llanura pampeana.

Los resultados de la presente tesina representan un aporte novedoso a la ecología del bentos de los arroyos de zonas agrícolas de la Provincia de Santa Fe. Si bien existen numerosos estudios sobre el bentos de ríos, lagunas y humedales asociados al río Paraná (Ezcurra de Drago et al., 2007, Saigo, et. al., 2016; Blettler, et. al., 2019) los arroyos de zonas agrícolas no habían sido analizados.

Los ensambles presentan un registro de especies similar a la reportada en ambientes del sistema del Paraná medio. Una diferencia importante, por ejemplo, fue el registro de *Corbicula larguilierti* en el sitio 1 del muestreo 1 (Río Colastiné, diciembre de 2016), donde se encontraron ejemplares de éste bivalvo invasor, cuya presencia no había sido registrada en la zona. Es un bivalvo de agua dulce perteneciente a la familia Corbiculidae (Bivalvia, Heterodonta, Veneroida) de origen asiático y endémico de lagos de los sistemas del río Yangtze Kiang, en China (Mansur et. al, 2004). Esta especie llegó accidentalmente a Argentina, presumiblemente en la década de 1960 (Darrigan, 2002). Se ha registrado su presencia desde el Río de la Plata hasta los sistemas de agua dulce argentino del noreste, noroeste y se presume que continúa su avance (Torre y Raina, 2013). Diferentes estudios muestran un avance en la colonización de este molusco en Latinoamérica debido a su gran plasticidad ecológica (Vigliano, 2002; Callil et. al., 2002), lo cual otorga importancia a su primer registro en esta zona. El progreso de la colonización en poco tiempo es motivo de preocupación por varios autores (Santos et. al 2012;

Torre y Reina, 2013; Azevedo et. al, 2016), ya que los moluscos pueden alterar a la comunidad bentónica, afectando diferentes niveles tróficos y provocando la proliferación de algas y alteración del sustrato (Callil et al., 2002). Es importante mencionar además que en la zona del Paraná medio fue citada *Corbicula flumigea* una especie del mismo género con rasgos biológicos muy similares, lo que puede dificultar en análisis sobre los impactos específicos que puede generar *Corbicula larguilierti*

## Líneas futuras

El estudio de la relación entre la resiliencia de los ecosistemas acuáticos y las actividades productivas es crucial en el actual contexto de cambio climático. Los modelos predictivos para la región proyectan un aumento de las precipitaciones en verano y un aumento de la sequía en invierno (Gonzales y Nuñez, 2007). Una mayor precipitación puede profundizar la erosión y generar inundaciones; aumentando el transporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes al océano, afectando el grado de mineralización del agua. Los cambios en la descarga y la turbidez pueden asimismo afectar la penetración de la luz en la columna de agua, así como su tiempo de residencia (Rodríguez Capítulo, 2010). La sequía por otra parte puede generar pérdida de densidad vegetal y por consecuencia una disminución en la riqueza y diversidad (Lloret y Siscart, 1995). En tal contexto es necesario realizar estudios experimentales para determinar la forma en la que la disminución de la resiliencia ocasionada por el uso de la tierra afectará la forma en la que los ecosistemas acuáticos responderán a dichas perturbaciones.

Otra línea importante consistiría en intensos muestreos que permitan realizar un análisis de diversidad de respuesta en otros grupos funcionales típicamente más escasos que los colectores recolectores aquí analizados. Dichos estudios podrían brindar ideas sobre la relación entre la agricultura y otras funciones ecosistémicas.

Otra posible línea de investigación podría ser la indagación acerca de los mecanismos mediante los cuales el exceso de fósforo disminuye la capacidad

de respuesta de colectores - recolectores en los ensambles estudiados en esta tesis. Una posible hipótesis al respecto sería que la proliferación de algas plantónica disminuye la penetración de luz, lo cual podría limitar el crecimiento de biofilms, que es un recurso trófico para los colectores recolectores.

## **Consideraciones finales**

El estudio de la estabilidad de los ecosistemas ante el cambio climático, es necesario analizarlo desde una mirada crítica hacia el actual modelo de producción de alimentos. El aumento de la población mundial proyectado para los próximos años conducirá a profundos cambios socioeconómicos, lo que implica un aumento en la demanda de recursos hídricos y uso de la tierra. (Marengo Serrano; 2010). Esto, sumado al modelo económico vigente basado en la concentración de tierras, a la dependencia productiva y económica cada vez mayor del uso de fertilizantes y agroquímicos en campos agrícolas (Ansuain, 2012), junto a una tendencia marcada hacia las producciones intensivas (Ameghino; 2016), podría aumentar el flujo de nutrientes hacia las aguas continentales en los próximos años.

Está claro que, dada la ausencia de mecanismos de regulación ecológica, los monocultivos que cubren el 80% de la tierra arable mundial son altamente dependientes de pesticidas y fertilizantes y dada su homogeneidad genética son muy vulnerables a plagas y al cambio climático (Altieri, 2012). Hoy existen más de mil millones de personas hambrientas en el mundo. Diversos autores coinciden en que el hambre no se debe a la escasez, ni la falta de producción, sino que se debe a la pobreza, a la inequidad, a la explotación humana y a la concentración económica y de tierras (Amin, 2003; Altieri, 2012). Es lógico suponer que la humanidad necesita un nuevo paradigma de desarrollo agrícola, uno que promueva formas de agricultura más biodiversas, resilientes y socialmente justas. Sin esta transformación, muchos servicios ecosistémicos fundamentales están en peligro. La agroecología crece como una buena opción para reducir la dependencia a fertilizantes y paquetes tecnológicos intensivos (Altieri, 2012), sin embargo, será necesario generar cambios más profundos, desde miradas interdisciplinarias, que integren una mejora en la equitatividad

social, en las relaciones sociales y de producción, y en la conservación de la dinámica ecológica.

## **Conclusión**

Se encontró una correlación significativa y negativa entre el fosforo reactivo soluble y la diversidad de respuesta de colectores recolectores. La entropía cuadrática de Rao resultó ser más sensible que la riqueza funcional debido a que utiliza la abundancia como dato cuantitativo. Los resultados obtenidos aportan al conocimiento sobre el efecto del uso de la tierra sobre los ecosistemas acuáticos continentales, principalmente se puede inferir un efecto negativo de la agricultura sobre la estabilidad de los ensamblajes bentónicos.



## Bibliografía

## Referencias bibliográficas

Altieri, M. Á., Nicholls, C. I. (2012). Agroecología: única esperanza para la soberanía alimentaria y la resiliencia socioecológica. *Agroecología*, 7(2), 65-83.

Amalfi, M., Vernière, B. V. (1996). Efectos de la eutrofización sobre la pesca en el Lago Pellegrini. Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (AIDIS). N°25.

Amin, S. (2003). Documento: Pobreza mundial, pauperización y acumulación de capital. *Espai Marx*. Recuperado de: [https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as\\_sdt=0%2C5&q=Amin%2C+S.+%282003+%29.+Pobreza+mundial%2C+pauperizaci%C3%B3n+y+acumulaci%C3%B3n+de+capital.+Espai+Marx&btnG=](https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Amin%2C+S.+%282003+%29.+Pobreza+mundial%2C+pauperizaci%C3%B3n+y+acumulaci%C3%B3n+de+capital.+Espai+Marx&btnG=)

Ansuain, O., Echaguibel M. (2012). A 100 años del grito de Alcorta. Soja, agronegocios y explotación. Ediciones Ciccus. Rosario, Argentina.

Ansuain, O. (2006). Del genocidio y robo de tierras al “Boom sojero”. Historia política y económica de la provincia de Santa Fe. UNR Editora. Rosario, Argentina.

Ameghino, E. A. (2016). La cuestión agraria en la Argentina. Caracterización, problemas y propuestas. *Revista interdisciplinaria de estudios agrarios* n° 45. FCE-UBA.

Ameghino E. A., Fernández D. (2019). Documento de trabajo: El censo nacional agropecuario 2018, visión general y aproximación a la región pampeana. Página web Bichos de Campo. [https://bichosdecampo.com/wp-content/uploads/2019/12/cna\\_2018\\_azcuy\\_ameghino\\_fernandez-1.pdf](https://bichosdecampo.com/wp-content/uploads/2019/12/cna_2018_azcuy_ameghino_fernandez-1.pdf)

APHA (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *American Public Health Association*, Washington, DC.

Azevedo, E. D. L., Barbosa, J. E. D. L., Vidigal, T. H., Callisto, M., & Molozzi, J. (2016). First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the São Francisco River. *Biota Neotropica*, 14(4).

Bazzanti, M., Mastrantuono, L., Solimini, A. G. (2012). Selecting macroinvertebrate taxa and metrics to assess eutrophication in different depth zones of Mediterranean lakes. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 180(2), 133-143.

Blettler, M.C., Oberholster, P.J., Madlala, T., Eberle, E.G., Amsler, M.L., De Klerk, A.R., Truter J.C., Marchee, M.R., Latosinski F.G. & Szupiany, R. (2019). Habitat characteristic hydrology and anthropogenic pollution as important factor for distribution of biota in the middle Parana River. *Ecohydrology Hydrobiology* , 19 (2), 296-306.

Bolsa de cereales. Asociación civil. (2019). Cierre de campaña 2017/2018. Recuperado de: <http://www.bolsadecereales.com/ver-cierre-de-campana-105>

Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533–540.

Brinkhurst, R., Marchese, M. (1991) Guía para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Colección Climax N° 6, Segunda Edición, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral

Brinkhurst, R.O, Jamieson, B.G.M. (1971): Aquatic Oligochaeta of the world. University of Toronto Press. Toronto, Canadá.

Caligaris, G. (2017). Transformaciones recientes en el proceso de trabajo y en la acumulación de capital en la producción agraria argentina; Asociación de Estudios Euro-Americanos de Desarrollo Económico; Estudios Económicos Regionales y Sectoriales. *Regional and Sectorial Economic Studies*, 17 (1), 83-96.

Castigliani H. (2011). Zonas agroeconómicamente homogéneas de Santa Fe. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. INTA. Buenos Aires, Argentina.

Callil, C.T., Mansur, M.C.D. (2002). Corbiculidae in the Pantanal: history of invasion in southern and South America and biometrical data. *Amazoniana* 17(1),153-167.

Chandra, S., Vander Zanden, M., Heyvaert, A. C., Richards, B. C., Allen, B. C., & Goldman, C. R. (2005). The effects of cultural eutrophication on the coupling between pelagic primary producers and benthic consumers. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1368-1376.

Chakraborty, D., Nair, V. D., Harris, W. G., Rhue, R. D. (2012). Environmentally relevant phosphorus retention capacity of sandy coastal plain soils. *Soil science*, 177(12), 701-707.

Chevenet, F., Doledec, S. Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31:295–309.

Chillo V.; Anand M.; Ojeda R. Assessing the Use of Functional Diversity as a Measure of Ecological Resilience in Arid Rangelands. *Ecosystems* 14, 1168–1177.

Darrigran, G. (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological invasions*, 4(1-2), 145-156.

De Coster, G., Banks-Leite, C., Metzger, J. P. (2015). Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1811)

Dominguez, E. & Fernandez, H. (2009.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

Donohue, I., Jackson, A. L., Pusch, M. T., Irvine, K. (2009). Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology*, 90(12), 3470-3477.

Elmqvist T., Folke C., Nyström M., Peterson G., Bengtsson J., Walker B., Nortberg J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1(9), 488–494

Ezcurra de Drago, I. E., Marchese, M., & Montalto, L. (2007). Benthic invertebrates. In *The Middle Paraná River* (pp. 251-275). Springer, Berlin, Heidelberg.

Faith, D. P. (2015). Phylogenetic diversity, functional trait diversity and extinction: avoiding tipping points and worst-case losses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 20140011

Fertilizar, asociación civil (2017). Evolución del consumo de fertilizantes en la Argentina (Total país). Recuperado de: <https://www.fertilizar.org.ar/subida/Estadistica/Evolucion%20de%20Consumo%201990%202013/EvolucionConsumo1990-2018.pdf>

Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.

Foley, J.A, Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Holloway T., Howard E.A., Monfreda C., Patz J.A., Snyder P. (2005). Global consequences of land uses. *Science* 309: 570-574

Fox J, Weisberg S (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

González M. H., Nuñez M. N. (2007). Escenarios futuros en la pampa bonaerense, en Argentina. *Revista Digital Universitaria UNAM*. 8(10), art. 79.

Hatfield, J. H., Harrison, M. L., Banks-Leite, C. (2018). Functional diversity metrics: How they are affected by landscape change and how they represent ecosystem functioning in the tropics. *Current Landscape Ecology Reports*, 3(2), 35-42.

Kembel, S. W., P.D. Cowan, M.R. Helmus, W.K. Cornwell, H. Morlon, D.D. Ackerly, S.P. Blomberg, and C.O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464.

Laliberté E., Wells J.A., DeClerck F., Metcalfe D.F., Queiroz C.; Aubin I., Bonser S.P., Ding Y., Fraterrigo J., McNamara S., Morgan J.W., Sanchez Merlos D., Vesk P.A., Mayfield M. (2010) Land use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecologyletters* 13, 76-86

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Lloret, F., Siscart, D. (1995). Demographic drought effects on holm oak populations. *Cuad Soc Esp Cien Forest*, 2, 77-81.

Lopretto E.C , G. Tell (dir.) (1995) Ecosistemas de aguas continentales. Métodos para su estudio. Tomos I, II y III. Ediciones Sur.

Magnago, L. F. S., Edwards, D. P., Edwards, F. A., Magrath, A., Martins, S. V., Laurance, W. F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of ecology*, 102(2), 475-485.

Mansur, MCD, Callil, CT, Cardoso, FR, Santos, CP, Ibarra, J. (2004). Uma retrospectiva y mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia, Veneroidea, Corbiculidae) oriundas do sudeste asiático, na América do Sul. En: Silva (Eds.) *Interrciências: Água de lastro e bioinvasão*. Rio de Janeiro. p.39-58.

Marchese, M. (1994): Population dynamics of *Narapa bonettoi* Righi and Varela, 1983 (Oligochaeta: Narapidae) from the main channel of the Middle Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia* 278: 303–308

Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I., García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112-118

Marengo Serrano, M. (2010). Cambio Climático y la Gran Transformación del Siglo XXI: Hacia un Futuro Sostenible. *Derecho & Sociedad*, (35), 146-151.

Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A. *et al.* (2013) Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* 711, 31–42

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (1996). An introduction to the aquatic insects of north America. Kendall/Hunt Dubque, Iowa pp 862.

Miserendino, M. L., Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological indicators*, 10(2), 311-319.

Montalto, L., Marchese, M. (2005). Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands*.25: 488-494.

Mori, A., Furukawa T. Sasaki T. (2013) Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological reviews*, Cambridge Philosophical Society. 88, 349-364

Mouillot, D., Mason, W. N., Dumay, O., Wilson, J. B. (2005). Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142(3), 353-359.

Mumme S., Jochum M., Brose U., Farikhah Haneda N., Barnes A. (2015). Functional diversity and stability of litter-invertebrate communities following land-use change in Sumatra, Indonesia. *Biological conservation* 191, 750-758

Noreña, C., Damborenea, C., Brusa, F. (2004). Platyhelminthes de vida libre – Microturbellaria – dulceacuícolas en Argentina. *INSUGEO, Miscelánea*, 12, 225 – 238

Paggi, A. C. (2003). Chironomids (Diptera) and their use as bioindicators. *Aquatic Biology*, 21, 50-57.

Pakeman, R. J. (2011). Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, 99(5), 1143-1151.

Paruelo, J.M., Guerschman J.P., Piñeiro G., Jobágy E.G., Verón S.R., Baldi G., Baenza S., (2006). Cambios en el uso de la Tierra en Argentina y Uruguay, marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 2 (10), 47-61.

Quirós, R., Boveri, M., Renneli, A., Petracchi, C., Rosso, J., Sosnovsky, A. y Von Barnard, H. (2005). “Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas”. *Eutrosul*. San Carlos, Brazil. 1-14.

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

Rist, L., Felton, A., Nyström, M., Troell, M., Sponseller, R. A., Bengtsson, J., Milestad, R. (2014). Applying resilience thinking to production ecosystems. *Ecosphere*, 5(6), 1-11.

Rodríguez Capítulo A., Gómez N., Giorgi A., Feijoo C. (2010) Global changes in pampean lowland streams (Argentina): Implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*

Rojas Molina, F., Paggi, J.C. ,Devercelli M (2010). Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *BiolInvasions*, 12, 1647–1659

Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156-162

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

Rozadilla B., Calzada J. (2018). Informativo semanal de la Bolsa de Comercio de Rosario. Recuperado de: <https://www.bcr.com.ar/es/print/pdf/node/72801>

Saigo M., Zilli F.L., M. R. Marchese., D. Demonte (2015). Trophic level, food chain length and omnivory in the Paraná River: a food web model approach in a floodplain river system. *Ecological Research* 30, 843-852

Saigo, M., Marchese, M., Wantzen K. M. (2016). A closer look to the main actors of Neotropical floodplain food webs: functional classification and niche overlap of dominant benthic invertebrates in a floodplain lake of Paraná River. *Iheringia*, 106

Saigo, M., Marchese, MR y Wantzen, KM (2016). Contribución de fuentes para invertebrados bentónicos: una comparación entre lagos en un sistema de planicie aluvial. *Hydrobiologia* , 770 (1), 27-36.

Saito, V.S., Fonseca-Gessner, A.A. (2014). Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26,35-46.

Sanseverino, A.M. ,Nessimian, J.L. (2008) The food of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) in submerged litter in a forest stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil) *Acta limnologica brasiliensia* 20, 15-20.

Santos, S.B., Thiengo, S.C., Ammon, M.F., Miyahira, I.C., Mansur, M.C., Pereira, D. (2012). Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. In: Moluscos Límnicos Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle. pp. 24-49. Redes, Porto Alegre.

Sosnovsky, A., Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología austral*, 16(2),115-124.

Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.

Timm, T. (2012). Life forms in Oligochaeta: a literature review. *Zoology in the Middle East*, 4, 71–82.

Torre, Luciana; Reyna, Paola Beatriz (2013); Bivalvia, Veneroidea, Corbiculidae, *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844): New distribution record in the Del Valle Central basin, Catamarca Province, Argentina; Centro de Referência em Informação Ambiental; *Check List*, 9 (1) 165-166

Trivinho-Strixino, S. (2011). Larvas de Chironomidae. Guia de Identificação. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 371p

Usseglio polatera, P. (2000) "Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits". *Freshwater Biology* 43, 175-205

Ulrich, W., Lens, L., Tobias, J. A., Habel, J. C. (2016). Contrasting patterns of species richness and functional diversity in bird communities of East African cloud forest fragments. *PloS one*, 11(11), e0163338

Vadeboncoeur, Y., Jeppesen, E., Zanden, M. J. V., Schierup, H. H., Christoffersen, K., & Lodge, D. M. (2003). From Greenland to green lakes: cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnology and oceanography*, 48(4), 1408-1418.

Venables WN, Ripley BD (2002). Modern Applied Statistics with S, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0, <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>

Vigliano, P. H., Darrigran, G. (2002). Argentina's freshwater systems, aliens in wonderland. In: *Proceedings of the 11th international conference on aquatic invasive species*. Pembroke, ON: The Professional Edge.

Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, 20(6), 1512-1522.

Walker, B.H. Biodiversity and ecological redundancy (1992). *Conserv. Biol.*, 6, 18–23.

Wiggins, G.B., Mckay, R.J., Smith, I.M. (1980) Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools *Archiv für Hydrobiologie*. 58, 97-206

Withers P.J.A., Haygarth P.M., (2007) Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European