

CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

“Respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a diferentes usos del suelo en arroyos de Uruguay: propuesta de monitoreo biológico para la gestión de ecosistemas fluviales”

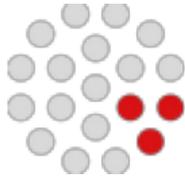


Bárbara Suárez de León
Licenciatura en Gestión Ambiental
Departamento de Ecología y Gestión Ambiental
Centro Universitario Regional Este, Universidad de la República

Orientador: Dr. Franco Teixeira de Mello

Co-Orientadora: Ing. Agr. MSc. Margenny Barrios
2021

Maldonado, Uruguay



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Agradecimientos:

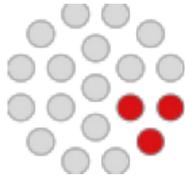
En primera instancia, quiero agradecer a mis tutores Franco y Margenny por ser mis grandes mentores, por su constante apoyo y perseverancia ; sin lugar a dudas me inculcaron el amor por esta profesión.

En segundo lugar quiero agradecer al tribunal, M.Sc. Fabrizio Sacrabino, Dr. Leandro Bergamino y M.Sc. Federico Quintans, por sus comentarios y aportes en la mejora de este trabajo, así como su abierta disponibilidad para conmigo.

También quiero agradecer al grupo de laboratorio y trabajo de campo por su apoyo en la realización de esta tesina: Lucia, Magda, Maite; y a la Dra. Leticia D´Ambrosio por su aporte académico en la elaboración de las entrevistas.

Un agradecimiento para mi familia y Hugo, sin ellos no estaría culminando este proceso, gracias por su apoyo incondicional, de igual manera mis amigas: Mercedes, Maira, Carmen y Magda; a mi grupo de trabajo en estos momentos: Camila, Bárbara, Martín y Giancarlo por estar presentes brindando ánimos y fuerzas.

El camino no fue fácil, pero fue lindo llegar.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

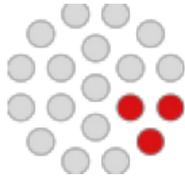


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Resumen

El uso de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del ambiente es una herramienta eficaz y de bajo costo. Algunos taxones son característicos de cursos de agua deteriorados (por ejemplo, Naididae, Chironomidae y Hyalellidae), mientras que otros son característicos de cursos de agua de buena calidad (por ejemplo, Leptophlebiidae, Hydropsychidae y Leptoceridae). En este trabajo se analizó los efectos del uso del suelo sobre las comunidades de macroinvertebrados, su suficiencia taxonómica y la posibilidad de generar una adaptación y puesta a prueba de un índice biótico según la información de sensibilidad registrada para la región de la Provincia de Buenos Aires (Argentina), Estado de Rio Grande do Sul (Brasil) y Uruguay. Para ello, se realizaron experimentos de colonización de sustratos artificiales en arroyos que incluían el uso de suelo urbano (U, n=3), agricultura intensiva y producción lechera (AD, n=4) y ganadería extensiva (CR, n=4). Se midieron los parámetros fisicoquímicos del agua. Para el muestreo de macroinvertebrados, se instalaron 10 sustratos artificiales en cada arroyo. Se analizaron un total de 110 sustratos artificiales. Cada muestra consistió en una bolsa de malla de plástico de 1.2 cm de apertura, que se llenaron con 160 cm³ de piedras tamizadas entre 1.3 y 1.5 cm. Durante el verano de 2018, los dispositivos se dejaron en los arroyos durante 15 días para que las comunidades los colonizaran. Los usos del suelo U y AD representaron mayor impacto en los atributos y composición de la comunidad de macroinvertebrados. La abundancia de taxones sensibles (Leptophlebiidae, Hydropsychidae) fue mayor en CR, mientras que Cochliopidae dominó en AD, y Hyalellidae en los sitios U. Los grupos de macroinvertebrados a nivel familiar y suprafamiliar fueron capaces de discriminar eficazmente entre los diferentes usos del suelo. El uso de sustratos artificiales también demostró ser un método eficaz para el seguimiento de la comunidad de macroinvertebrados. Se consiguió desarrollar un índice biótico a nivel regional (IBuy), tomando en cuenta los valores de tolerancia para cada familia/taxón suprafamiliar encontrado y las abundancias relativas para cada sitio. En lo que concierne al uso del biomonitoreo como gestión, se constató mediante las entrevistas, que a nivel nacional no existe la utilización de esta herramienta en planes de monitoreo. Las principales limitantes son la falta de legislación y estándares a nivel nacional, la falta de recursos humanos y económicos. Este trabajo aporta a nivel nacional una propuesta de biomonitoreo rápida capaz de discriminar entre los tres usos del suelo con los cuales se trabajó.

Palabras clave: sustrato artificial, bioindicadores, usos del suelo, índices bióticos.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

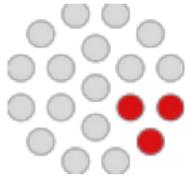


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Abstract

The use of macroinvertebrates as indicators of water quality is an effective and low-cost method. Some taxa are characteristic of impaired streams (e.g. Naididae, Chironomidae and Hyalellidae), while others are characteristic of good quality streams (e.g. Leptophlebiidae, Hydropsychidae and Leptoceridae). In this work we analyzed the effects of land use on macroinvertebrate communities, their taxonomic sufficiency and the possibility of generating an adaptation and test of a biotic index according to the sensitivity information recorded for the region of Buenos Aires province (Argentina), the state of Rio Grande do Sul (Brazil) and Uruguay. For this purpose, artificial substrate colonization experiments were carried out in streams with urban land use (U, n=3), intensive agriculture and dairy production (AD, n=4) and extensive cattle farming (CR, n=4). Water physicochemical parameters were measured. For macroinvertebrate sampling, 10 artificial substrates were installed in each stream. A total of 110 artificial substrates were analyzed. Each sample consisted of a plastic bag with a 1.2 cm opening, which were filled with 160 cm³ of stones sieved between 1.3 and 1.5 cm. During the summer of 2018, the devices were left in the streams for 15 days for the communities to colonise them. U and AD land uses represented greater impacts on macroinvertebrate community attributes and composition. The abundance of sensitive taxa (Leptophlebiidae, Hydropsychidae) was higher in CR, while Cochliopidae dominated in AD, and Hyalellidae in U sites. Family and suprafamily level macroinvertebrate groups were able to discriminate effectively between the different land uses. The use of artificial substrates also proved to be an effective method for monitoring the macroinvertebrate community. A regional biotic index (IBuy) was developed, taking into account the tolerance values for each family/suprafamiliar taxa found and the relative abundances for each site. Concerning the use of biomonitoring as a management tool, it was found during the interviews that at national level this tool is not used in monitoring plans. The main limitations are the absence of legislation and norms at national level, and the lack of human and financial resources. This work provides a rapid biomonitoring approach at the national level that is capable of discriminating between the three land uses we worked with.

Keywords: artificial substrate, bioindicators, land use, biotic indices.



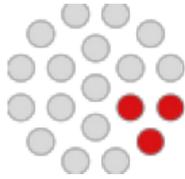
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Índice de contenidos

Resumen.....	3
Abstract.....	4
1. Introducción	6
1.1 Justificación.....	11
1.2 Antecedentes	12
2. Objetivos	13
2.1 Objetivo general	13
2.2 Objetivos específicos	14
3. Metodología	14
3.1 Área de estudio	14
3.2 Características ambientales	16
3.3 Macroinvertebrados bentónicos	18
3.4 Adaptación y modificación del Índice Biótico	20
3.5 Políticas de gestión de organismos encargados	22
4. Resultados	25
4.1 Calidad del ambiente en arroyos con diferentes usos del suelo	25
4.2 Comunidad de macroinvertebrados en arroyos con diferentes usos del suelo...26	
4.3 Aplicación del índice Biótico (IBuy).....	33
4.4 Biomonitorio dentro del Ministerio de Ambiente	35
5. Discusión	41
6. Conclusión	47
6.1 Recomendaciones para la gestión	47
7. Bibliografía	49
8. Anexo	62



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

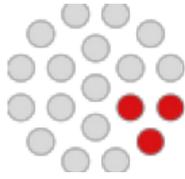


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

1. Introducción

Los cambios en el uso del suelo a causa de las actividades humanas suelen generar impactos negativos sobre los sistemas fluviales (Walsh et al., 2005; Zuruki et al., 2011; Goyenola et al., 2020; Liu et al., 2020), provocando cambios en la comunidad acuática y en el funcionamiento de los arroyos. La magnitud de degradación de los sistemas, depende tanto de la intensidad como de la frecuencia en la que se producen los impactos y es dependiente de los diferentes usos del suelo. Estos impactos pueden manifestarse en efectos sobre la calidad de agua, heterogeneidad ambiental, y en las comunidades biológicas (Monaghan et al., 2007; Chalar et al., 2011; Liu et al., 2020).

Entre los diferentes usos del suelo, el uso urbano es el que causa los mayores efectos negativos, debido a los cambios permanentes que se producen en las condiciones naturales del sistema, teniendo una flexibilidad limitada para la restauración (Rodríguez-Olarte et al., 2020). Entre estos cambios, se destaca la impermeabilidad del suelo en las ciudades que provoca importantes cambios hidrológicos generando un aumento en la magnitud y frecuencia de las inundaciones (Walsh et al., 2005; Paul & Meyer, 2001; Gurnell et al., 2007; Roy et al., 2009). Sumado a esto, la urbanización genera múltiples entradas de contaminantes tanto de forma puntual como difusa: los vertidos de aguas residuales domésticas y efluentes de las industrias, son frecuentes en muchos sistemas urbanos (Walsh et al., 2005; Paul & Meyer, 2001; Vidal et al., 2018; Alvareda et al., 2020). También, la llegada de contaminantes a través de fuentes difusas está muy magnificada en las ciudades, por ejemplo, la escorrentía de contaminantes durante los eventos de precipitación (Walsh et al., 2005; Paul & Meyer, 2001; Liu et al., 2020). Entre los contaminantes más comunes se encuentran los metales pesados, hidrocarburos, nutrientes, pesticidas (Walsh et al., 2005; Paul & Meyer, 2001; Liu et al., 2020) y una importante lista de contaminantes ambientales emergentes, como son las drogas de abuso, los antibióticos, entre otros (Griffero et al., 2019; Liu et al., 2020).



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

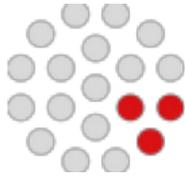


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

En el caso de los sistemas agrícolas y ganaderos, es esperable que los impactos en los sistemas se den por modificaciones de los cursos de agua o por extracción de agua y no por impermeabilización del suelo (Horak, 2020). En el último siglo, el ciclo global del nitrógeno (N) se ha acelerado debido al uso excesivo de fertilizantes de N para impulsar la producción agrícola (Goyenola et al., 2020). La agricultura intensiva y el uso de la tierra por parte de este sector, genera importantes aportes de materia orgánica, nutrientes y plaguicidas, eutrofizando los cursos de agua (Chalar et al., 2011; Goyenola et al., 2015; Greber et al 2015; Goyenola et al., 2020; Horak, 2020; Soutullo et al 2020; Alcántara et al., 2021). Asimismo, el desarrollo de la ganadería intensiva y semi-intensiva (engorde de ganado en confinamiento) también se ha asociado a cambios en el estado ecológico de los ríos y arroyos. Los efectos de estas actividades sobre los cursos de agua incluyen cambios en las condiciones físico-químicas del agua, enriquecimiento de nutrientes y la llegada de compuestos como metales pesados, productos farmacéuticos de origen animal y pesticidas (Chalar et al., 2011; Horak, 2020).

La entrada de los distintos contaminantes en los arroyos provoca diferentes efectos sobre los organismos acuáticos a diferentes niveles, desde poblaciones hasta comunidades (Carrasco-Letelier et al., 2006; Gurnell et al., 2007; Chalar et al., 2011; Zuruki et al., 2011; Benejam et al., 2016; Vidal et al., 2018; Gituanja et al., 2020) los cuales pueden afectar al funcionamiento del ecosistema (Burwood et al., 2021; Fenoglio & Doretto, 2021; Moi & Teixeira de Mello, 2021). Es por ello que las respuestas de las comunidades acuáticas a la degradación ambiental son utilizadas a menudo como indicadores de diferentes tipos de contaminación (Chalar et al., 2011; Benejam et al., 2016; Akamagwana et al., 2020; Horak, 2020; Castro et al., 2021).

Los macroinvertebrados en particular, se utilizan ampliamente como bioindicadores porque reflejan eficazmente la salud del ecosistema. Además, los macroinvertebrados poseen una gran distribución geográfica y se ubican en una posición central en las redes tróficas cubriendo diferentes estrategias de alimentación y requisitos de hábitat (Roldán, 2003; Segnini, 2003; Sermeño et al.,



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



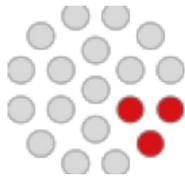
UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

2010; Springer et al., 2010; Akamagwana et al., 2020; Burwood et al., 2021). Otra característica de estos organismos, es su ciclo de vida largo que permite observar los efectos de la contaminación a lo largo del tiempo. Sumado a esto, los métodos de muestreo de estos organismos suelen ser sencillos y de bajo costo (Roldán, 2003; Segnini, 2003; Sermeño et al., 2010; Springer et al., 2010).

Debido a la importancia de los macroinvertebrados bentónicos en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, se han desarrollado diversos modelos ecológicos sobre las interacciones entre las comunidades y las características ambientales (Sundermann et al., 2013; Álvarez, 2010; Alonso, 2018). Los modelos suelen considerar atributos generales de la comunidad, como la abundancia de individuos, diversidad de especies y diferentes características de los taxones encontrados (Prat et al., 2009; Alonso, 2018). Con el uso de dichos atributos, se han desarrollado metodologías y métricas para monitorear los sistemas fluviales, las cuales se resumen en índices bióticos (Prat et al., 2009; Carvacho, 2012; González et al., 2013; Alonso, 2018).

Los estudios de conservación suelen incluir identificaciones a nivel de especie, mientras que en los estudios de evaluación ambiental en general se trabaja con una resolución taxonómica más gruesa, como género, familia e incluso orden (Resh et al., 1995; Rodríguez-Olarte et al., 2020). Esto se debe a las dificultades logísticas y de conocimiento taxonómico, o sea de taxónomos especializados, así como la demanda de costos asociadas a los tiempos de clasificación necesarios para el nivel de especie (Resh et al., 1995; Waite et al., 2004). Por otro lado, la gran diversidad de índices y niveles taxonómicos empleados genera la dificultad de realizar comparaciones de la calidad ambiental entre diferentes arroyos, regiones o países.

Los índices bióticos consisten en la asociación de los macroinvertebrados presentes en un sitio, evaluados a diferentes niveles taxonómicos, donde se les suele adjudicar un valor numérico según su grado de sensibilidad al deterioro ambiental (Prat et al., 2009; Springer et al., 2010). Frecuentemente, los índices consisten en la combinación de diferentes atributos: riqueza, nivel de tolerancia a la contaminación,



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



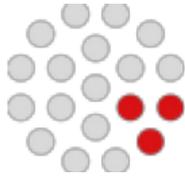
UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

abundancias relativas o absolutas, así como rasgos funcionales (Cao et al., 1996; Prat et al., 2009; Springer et al., 2010; Reynaga & Dos Santos, 2012; Gaglio et al., 2021). Uno de los primeros índices planteados, fue el TBI (Trent Biotic Index) en el año 1964 en Inglaterra (Woodiwiss, 1964), el cual se basa en el número de taxones que se encuentran en una muestra y su sensibilidad a la contaminación. La resolución taxonómica implementada para este índice puede ser a nivel de familia, género o especie (Metcalf, 1989). Diferentes índices o sus adaptaciones, utilizan diferentes niveles de resolución taxonómica (especie, género, familia y superior) (Nijboer, 2004; Domínguez, 2010).

El índice que más ha sido adaptado en los últimos años en países de Latinoamérica es el “BMWP” (“Biological Monitoring Working Party”), el cual fue desarrollado inicialmente para Inglaterra (Figueroa et al., 2002). Este índice se basa en la sumatoria de los puntajes de tolerancia de las familias de macroinvertebrados a la contaminación orgánica, siendo aquellas tolerantes las de valores 1 a 3, desde el 4 al 6 las familias de mediana tolerancia y las de 7 a 10 aquellas poco tolerantes o muy sensibles a disturbios en los sistemas (Segnini, 2003; Alonso, 2018). Este índice se basa únicamente en la presencia de familias y sus valores de tolerancia asignados, totalmente independiente de la cantidad de géneros o individuos recolectados de cada familia, por lo que es de fácil aplicación (Figueroa et al, 2002; Springer et al, 2010).

Otros índices muy utilizados se basan directamente en el análisis de la riqueza taxonómica o el porcentaje de diferentes taxones, ya que se consideran taxones relativamente sensibles (por ejemplo, índice EPT, proporción de Efemerópteros + Plecópteros + Tricópteros), o tolerantes (por ejemplo, proporción de Oligoquetos o Anfípodos) (Domínguez & Fernández 2009; Springer et al., 2010).

En este contexto, la aplicación de indicadores biológicos junto con parámetros fisicoquímicos ofrece una visión más integrada de la salud del ecosistema (Crettaz-Minaglia et al., 2014; Rodríguez-Olarte et al., 2020). En los últimos 20 años, numerosos estudios han demostrado que los métodos de biomonitorio pueden



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

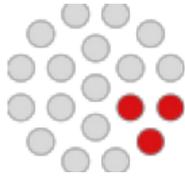


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

ofrecer diferentes posibilidades de aplicación en los arroyos (Cairns & Pratt, 1996; Lenat & Resh, 2001; Waite et al., 2004). Estas alternativas proporcionan información rápida y sencilla para la evaluación de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos (Valverde-Legarda et al., 2009; Fenoglio & Doretto, 2021). Por ello, en las últimas décadas en Sudamérica, países como Argentina, Chile, Brasil, Colombia, Ecuador y Venezuela han sumado a los parámetros físicos y químicos el uso de macroinvertebrados bentónicos para el monitoreo de la calidad del agua (Barrios et al., 2014; Ríos-Touma et al., 2014; Damanik-Ambarita et al., 2016; Santos et al., 2017; Alonso, 2018; López et al., 2020). En el caso de Uruguay, el uso de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua ha sido poco implementado, especialmente dentro de programas de monitoreo realizados por las autoridades competentes a nivel gubernamental. Esto resalta la importancia del desarrollo de protocolos de biomonitoreo, que debe incluir sistemas con diferente gradiente de usos del suelo así como la inclusión de sistemas de referencia con bajos impactos de uso del suelo (Torremorell et al., 2021).

Ante esta degradación de los sistemas acuáticos en la región (Argentina, Brasil y Uruguay), existe una gran necesidad de complementar los parámetros fisicoquímicos del agua con las comunidades de macroinvertebrados por parte de las autoridades ambientales. Más allá de las ventajas del biomonitoreo con macroinvertebrados bentónicos, estos presentan algunas dificultades. La principal dificultad es la necesidad de contar con técnicos especializados en la identificación taxonómica a nivel de familia o género, y el número de horas hombre por muestra el cual suele ser elevado. En este sentido, el tamaño de las muestras suele estar definido por el método de muestreo, por lo que resulta fundamental definir alternativas viables de muestreo.

Entre las diferentes técnicas de muestreo, el uso de sustratos artificiales ofrece una alternativa que permite eliminar el efecto de la heterogeneidad del sedimento y los tiempos de colonización, que pueden existir entre diferentes arroyos (Rosenberg & Resh, 1982; Cairns & Pratt, 1993, Casey & Kendall 1996, Gómez & Manrique, 2017). Aunque los sustratos artificiales pueden representar una submuestra de la



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

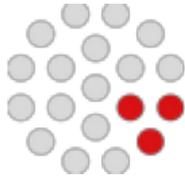
comunidad, tienen ciertas ventajas como la facilidad de instalación, un tamaño de muestra homogéneo e independiente de las características del sustrato del arroyo, la misma época de colonización y el mismo tipo de sustrato, lo que favorece la comparación entre diferentes sistemas y entre diferentes épocas (Rosenberg & Resh, 1982; Cairns & Pratt, 1993, Casey & Kendall 1996).

1.1 Justificación

El proceso de incremento de la antropización de los sistemas naturales en las últimas décadas está afectando a los ecosistemas acuáticos a diferentes escalas, físicas, químicas y biológicas. Dichos efectos pueden incluir, desde cambios en el entorno físico hasta en la estructura y función de sus comunidades pudiendo extenderse a todo el ecosistema (Reis et al., 2017; Moi & Teixeira de Mello, 2021).

La interacción entre las actividades humanas y el funcionamiento de los ecosistemas, se engloba en el marco de sistemas socio-ecológicos (SES) que se caracterizan por su gran complejidad de funcionamiento (Alliance, 2007). Vinculado a los SES, se encuentra el concepto de servicios ecosistémicos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), que busca establecer el vínculo existente entre el funcionamiento de los ecosistemas y cómo las sociedades humanas se benefician entre ellos. Entre los tipos de servicios una de las clasificaciones existentes incluye: servicios de provisión (ej. agua, alimentos), culturales (ej. recreación), de regulación (ej. control de inundaciones) y de apoyo (ej. ciclo de nutrientes).

En el contexto de este trabajo, el mantenimiento de cursos de agua en buen estado funcional tiene asociados un sinnúmero de servicios ecosistémicos, desde conservación de la diversidad, mantenimiento del ciclo de nutrientes y carbono, disponibilidad de agua, generación de energía, recreación y turismo, entre muchos otros (Canet Desanti & Herrera Fernández, 2016). En el actual escenario de avance del deterioro de los ecosistemas acuáticos continentales (IPCC, 2021) la generación de estrategias de manejo y control de los mismos resulta fundamental. Un importante enfoque surgido en los años 90' es el ciclo de Manejo Adaptativo Integrado (Margolius & Salafsky, 1998), el cual es considerado una buena guía para



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

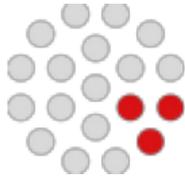
las asociaciones entre las agencias gubernamentales y los técnicos, en donde el biomonitoreo es una de las herramientas que pueden implementar y utilizar como manera de control y manejo de los ecosistemas fluviales (Alonso, 2018; Rodríguez-Olarte et al., 2020; Suárez, 2021).

El biomonitoreo es una herramienta muy utilizada en la actualidad para el control de la calidad ambiental de los cursos de agua y la consecuente necesidad de generar estrategias de manejo de los ecosistemas donde se incluyen el monitoreo, control y remediación ambiental. El creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, han estimulado en las últimas décadas el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos (Norris & Hawkins, 2000; Domínguez & Fernández 2009; Springer et al., 2010; Alonso, 2018).

1.2 Antecedentes

En Latinoamérica, la generación o adaptación de programas de biomonitoreo aún son poco frecuentes así como las normativas para la protección de los recursos acuáticos basados en la combinación de comunidades acuáticas y parámetros de calidad de agua recién comienzan a elaborarse (Rodríguez-Olarte et al., 2020; Torremorell et al., 2021). Además, pocos países cuentan con valores propios de tolerancia o sensibilidad de los grupos de macroinvertebrados adaptados a las condiciones regionales para determinar de forma precisa la condición ecológica o calidad de los sistemas acuáticos (Monteiro, et al., 2008; Alonso, 2018).

En el caso de Uruguay, los estudios son aún incipientes (Chalar et al., 2011; Castro et al., 2020; Torremorell et al., 2021), por lo que no existe la aplicación de un índice biótico regulado o incluido dentro de programas de biomonitoreo. En este sentido, el monitoreo con la comunidad de macroinvertebrados ha sido empleado tanto por entes públicos como por empresas privadas, como parte de los estudios de impacto ambiental (EslA) (Olivera, 2016; Suárez, 2021). Hasta el momento, la Universidad de la República en conjunto con la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA, antes DINAMA) (Artículo 27, Decreto 349/005), ha



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

desarrollado en la cuenca del Río Santa Lucía el índice TSI-BI (Trophic State Index-Benthic Invertebrate, Chalar et al., 2011). Otro índice, en este caso adaptado, desde la Universidad de la República es el BMWP (Biological Monitoring Working Party Score) (Vilaboa, 2011; Castro et al., 2020). Algunos ejemplos de ellos, son los estudios realizados en el Arroyo Flores en el Departamento de San José, donde se utilizó el índice BMWP combinado con estudios de contaminación de materia orgánica (Fagundez, 2012). Río Uruguay donde se utilizaron los índices BMWP y IBF acompañado con el análisis de calidad de agua (Castro et al., 2020).

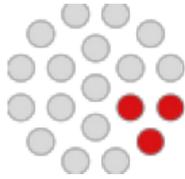
A nivel de comunidad sin aplicación de índices y en combinación con el estudio fisicoquímico del agua se ha trabajado en el arroyo Toledo (Arocena et al., 1996) y en la cuenca del arroyo San Francisco en Minas (Burwood et al., 2021b). Finalmente, en arroyos de Florida, se han realizado evaluaciones donde se complementa el análisis de la comunidad de macroinvertebrados con el análisis de descomposición de materia orgánica y calidad de agua (Burwood et al., 2021a).

En el ámbito de la Comisión Administradora del Río Uruguay en el Plan de Monitoreo Integral del Río Uruguay para los 500 km del tramo compartido con Argentina, se ha incorporado el monitoreo con macroinvertebrados bentónicos; sin embargo, aún no existe información pública sobre el tipo de monitoreo (CARU, 2019).

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Analizar los efectos del uso del suelo sobre las comunidades de macroinvertebrados, su suficiencia taxonómica y generar una adaptación y puesta a prueba de un índice biótico según la información de sensibilidad registrada para la región.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

2.2 Objetivos específicos

1. Evaluar los cambios de la comunidad de macroinvertebrados a nivel de familia y su potencial para discriminar las posibles afectaciones de usos del suelo con gran distribución en nuestro país (ganadería extensiva, agricultura y lechería, y urbano).
2. Evaluar la suficiencia taxonómica (familia vs. taxón suprafamiliar) en el uso de la comunidad de macroinvertebrados y su potencial para discriminar los efectos usos del suelo.
3. Adaptar un índice biótico considerando la sensibilidad de los diferentes grupos según la información registrada para la región, y evaluar las capacidad de discriminación de los efectos del uso del suelo en los resultados obtenidos.
4. Indagar sobre los planes futuros sobre programas de biomonitoreo dentro del Ministerio de Ambiente.

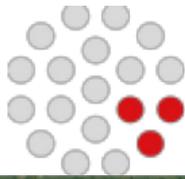
3. Metodología

Enfoque

Este trabajo involucra diferentes enfoques como muestreos en campo y análisis de laboratorio (ObjE1,2); así como también una revisión bibliográfica, análisis de datos generados y de bases de datos del grupo de investigación (ObjE3) y entrevistas a actores pertenecientes a diferentes divisiones del Ministerio de Ambiente (ObjE4).

3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en 11 arroyos con tres usos predominantes del suelo: ganadería extensiva (CR; n=4), pertenecientes a la cuenca del Río Santa Lucía y Río Negro; agricultura intensiva con producción lechera (AD; n=4), los cuales forman parte de la cuenca del Río Santa Lucía; y urbanización (U; n=3) ubicados en las cuencas Río de la Plata y Arroyo Maldonado (Fig. 1, Tabla 1).



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

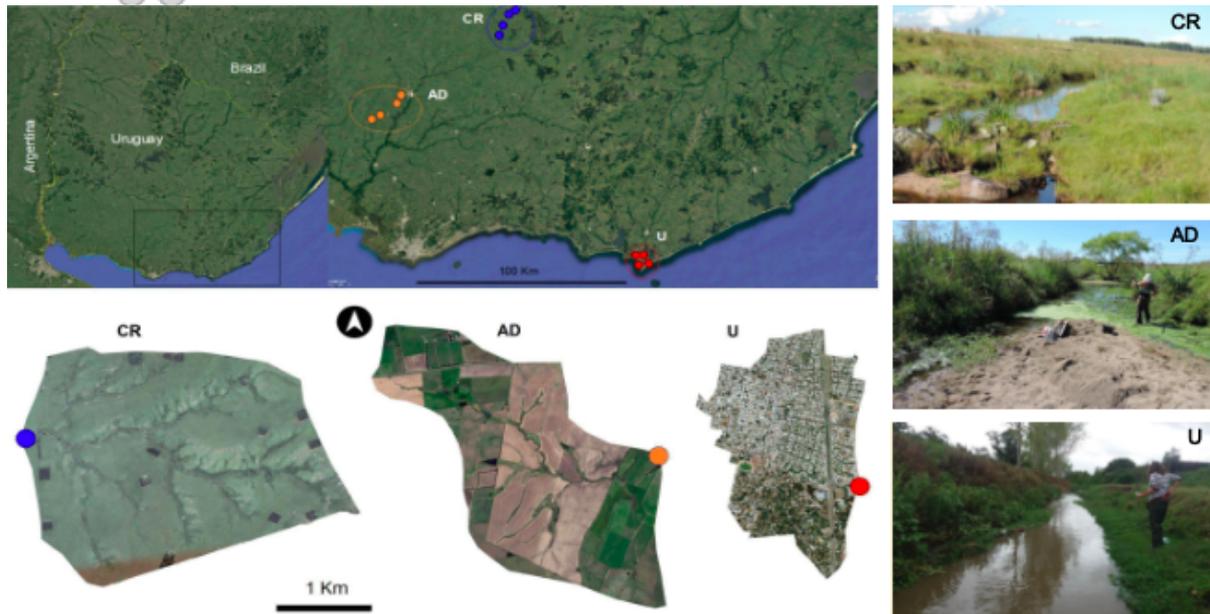
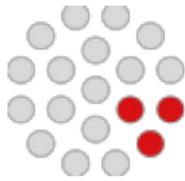


Figura 1. Área de estudio, arriba está la ubicación a nivel de Uruguay. CR: los sitios de ganadería extensiva se identifican en azul, AD: los sitios de agricultura intensiva y producción lechera se identifican en anaranjado, y U: los sitios de urbanización se identifican en rojo. A continuación se muestran tres arroyos como ejemplo de cada uno de los tres usos de la tierra seleccionados: el arroyo del Ombú CR, el arroyo Sauce AD y el arroyo Salada U.

Para la selección de los sitios de estudio primero se consideraron sistemas con una predominancia elevada en su cuenca de los usos del suelo a ser analizados. Dentro de estos se consideraron variables relevantes para la comunidad de macroinvertebrados como el área de la cuenca, y la profundidad del canal (Díaz et al., 2020). Otro factor relevante a pequeña escala para la comunidad de macroinvertebrados es el tipo de sedimentos (Brooks & Boulton, 1991). Para ello se trabajó con sustratos artificiales permitiendo comparar una parte de la comunidad de macroinvertebrados asociados a un tipo de sustrato (Quesada-Alvarado & Solano-Ulate, 2020).

Los sitios CR seleccionados presentan un uso ganadero extensivo en el $87,2 \pm 13,9\%$ de la cuenca: esta actividad extensiva en Uruguay se caracteriza por incluir un promedio de 0,7 bovinos por hectárea (DIEA, 2020). Los sitios AD representan dos usos combinados, presentan el 100% de su cuenca cultivada (granos y pasturas) para la generación de forraje para el ganado lechero. Estos sitios también incluyen este ganado en la misma área y pueden presentar densidades más altas que la



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

mencionada para la CR aunque muy variable. En Uruguay el 65% de los predios dedicados a esta producción se caracterizan por tener una superficie entre 50 y 500 hectáreas y generalmente tienen más del 60% de pasturas mejoradas (DIEA, 2020). Los arroyos urbanos seleccionados representan sitios con una alta cobertura urbana en su cuenca de drenaje ($70 \pm 17,3\%$) correspondiendo en este caso a los sistemas más urbanizados de la ciudad de Maldonado, los mismos están incluidos en el sistema de monitoreo del Núcleo Interdisciplinario Aguas Urbanas: Proyecto y Gestión.

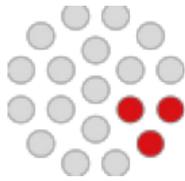
Los ecosistemas prístinos uruguayos son prácticamente inexistentes después de la colonización europea (Torremorell et al., 2021), y los arroyos de tierras bajas asociados a la producción ganadera extensiva (es decir, grandes extensiones de campos con baja densidad de ganado) representan los arroyos menos impactados y generalmente con mejor condición de calidad de agua en nuestro país (Arocena, 1996, Benejam et al., 2016). Por esta razón muchos de estos arroyos pueden ser considerados actualmente como arroyos de referencia en las zonas de baja pendiente. En esta región los pequeños arroyos representativos de las tierras bajas en general no cuentan con bosque ribereño (Mary et al., en revisión).

Tabla 1. Área de estudio. CR: sitios de ganadería extensiva (n=4), AD: sitios de agricultura intensiva y producción lechera (n=4), y U: sitios de urbanización (n=3).

Cuenca	Arroyo	Uso de suelo	Localización
Santa Lucía	Chal Chal	CR-1	33°54'13.39"S, 56°0'22.43"W
	Talita	CR-2	33°47'45.94"S, 55°50'4.29"W
Río Negro	Ombú	CR-3	33°44'10.33"S, 55°39'48.86"W
	Pedrera	CR-4	33°40'35.09"S, 55°39'8.37"W
Santa Lucía	Las Piedras	AD-1	34°16'15.13"S, 56°20'8.01"W
	Sauce	AD-2	34°12'54.63"S, 56°20'52.00"W
	Sauce de Berdías	AD-3	34°9'45.06"S, 56°20'5.69"W
	Pedrera	AD-4	34°7'38.63"S, 56°19'59.96"W
Río de la Plata	Aguada	U-1	34°55'16.64"S, 54°58'11.59"W
	Cañada del Molino	U-2	34°54'48.56"S, 54°59'8.04"W
Arroyo Maldonado	Salada	U-3	34°54'52.37"S, 54°56'29.00"W

3.2 Características ambientales

Las características fisicoquímicas del agua en cada arroyo y estación fueron evaluadas como indicadoras de la degradación en agua. En el campo, utilizando una



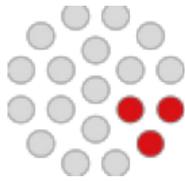
sonda YSI 6600, se tomaron muestras de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad específica corregida a 25°C (K , $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, oxígeno disuelto (OD, % y $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos disueltos totales ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), y se transportaron a 4°C para el posterior análisis de fósforo total (PT, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Valderrama, 1981), y nitrógeno total (NT, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Müller & Weidemann, 1955) en el laboratorio.

Para la caracterización del ambiente se midió la profundidad (cm), el ancho (cm) y el tipo de sedimento predominante en cada sitio. Los descriptores ambientales antes mencionados fueron comparados entre de los tres tipos de arroyos utilizando un análisis de ANOVA y para la comparación se realizó una prueba *pos hoc* de Tukey con corrección de Bonferroni (Crawley, 2007) (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de las principales características de los arroyos (media \pm desviación estándar) en los sitios de ganadería extensiva (CR), de agricultura intensiva y producción lechera (AD) y de urbanización (U). PT: Fósforo total, NT: Nitrógeno total, SDT: Sólidos totales disueltos, k: conductividad específica (corregida a 25°C), OD: Oxígeno disuelto. Las letras indican el procedimiento de comparación *pos hoc* (ajuste de Bonferroni), y las letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha < 0,05$).

Características del arroyo	CR	AD	U
Área (km^2)	1307.3 \pm 526.9 ^a	1694.0 \pm 1017.9 ^a	229.3 \pm 109.9 ^b
Orden	3	3	2
Ancho (m)	2.6 \pm 0.3 ^a	3.7 \pm 1.4 ^b	1.6 \pm 0.1 ^c
Profundidad (cm)	25.6 \pm 7.7 ^a	23.4 \pm 9.5 ^a	21.9 \pm 0.9 ^a
Sustrato (%)			
Arena	41.7 \pm 42.9 ^a	23.3 \pm 32.3 ^b	65.9 \pm 41.5 ^c
Grava	14.4 \pm 27 ^a	10.5 \pm 21.5 ^a	6.2 \pm 20.4 ^a
Piedra	26.8 \pm 41 ^a	40.3 \pm 42.3 ^b	20.5 \pm 34.6 ^a
Barro	12.3 \pm 32.3 ^a	25.7 \pm 37.0 ^b	6.8 \pm 23.1 ^a
Parámetros fisicoquímicos del agua			
PT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	42.7 \pm 27.7 ^a	320.9 \pm 153.9 ^a	246.8 \pm 194.9 ^a
NT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	421.8 \pm 134.5 ^a	925.0 \pm 228.3 ^b	1437.5 \pm 325.7 ^b
SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.3 \pm 0.02 ^a	0.9 \pm 0.6 ^b	0.3 \pm 0.1 ^a
K ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	395.3 \pm 35.8 ^a	629.0 \pm 153.3 ^b	357.5 \pm 101.0 ^a
pH	7.9 \pm 0.2 ^a	8.1 \pm 0.12 ^a	7.4 \pm 0.02 ^b
OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	7.4 \pm 1.5 ^a	6.3 \pm 3.1 ^a	6.6 \pm 1.3 ^a
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25.8 \pm 2.5 ^a	24.2 \pm 1.9 ^a	20.9 \pm 1.6 ^a

Para evaluar las relaciones entre el uso del suelo y las variables de calidad de agua y características de los arroyos, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (Legendre & Legendre 2012). Para ello, primero se buscó la presencia de variables altamente correlacionadas y se calculó la prueba de esfericidad de Barlett para determinar si el número de variables era óptimo para realizar el ACP.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Posteriormente, se centraron y escalaron las variables para obtener una matriz de correlación y así realizar el análisis multivariante (Borcard et al., 2018). Se obtuvieron los porcentajes de varianza acumulada en los ejes o componentes sintéticos y los coeficientes de correlación de las variables del agua con los dos componentes (Borcard et al., 2018). El ACP se realizó en R utilizando los paquetes "FactoMineR" (Lê et al., 2008) y "Factoextra" (Kassambara & Mundt, 2017). Se extrajeron los valores o cargas de los dos primeros componentes y se realizaron ANOVAS para analizar los efectos del uso del suelo sobre las variables físicas y químicas resumidas en los dos primeros ejes del ACP.

3.3 Macroinvertebrados bentónicos

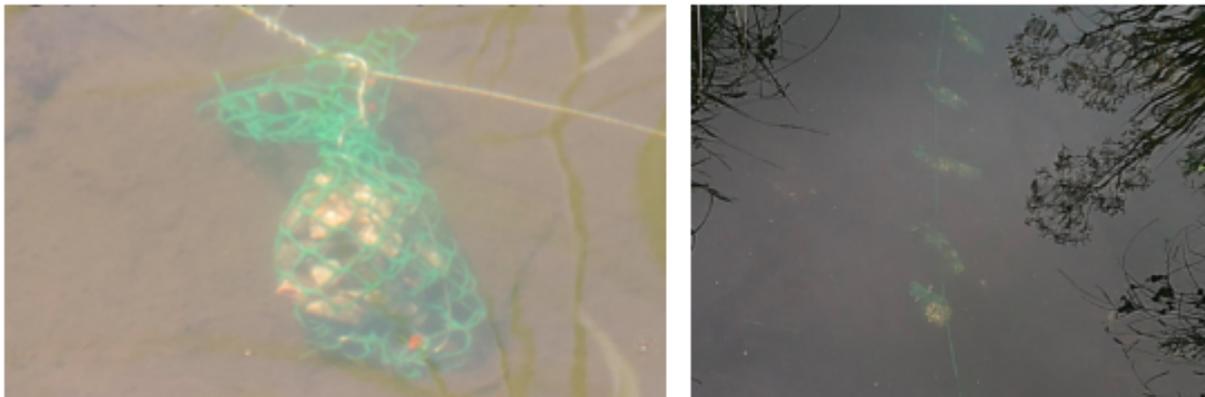
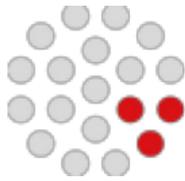


Figura 2. Fotografía en campo donde se observan los sustratos artificiales y como se distribuyeron sobre el sedimento de los arroyos

Para el muestreo de macroinvertebrados, en cada arroyo se instalaron 15 sustratos artificiales, consistentes en bolsas de malla plástica de 1.2 cm de apertura, rellenas con 160 cm³ de piedras tamizadas entre 1.3 y 1.5 cm, este volumen de piedras incluye 73.3 ± 5.8 cm³ de agua intersticial. Los dispositivos se dejaron colonizar en los arroyos durante 15 días en verano (febrero de 2018). En cada arroyo se analizaron 10 réplicas de sustratos artificiales para un total de 110 réplicas. Las mismas se levantaron en un tamiz de 500 µm y se fijaron en alcohol de 70°. En el laboratorio, los macroinvertebrados fueron identificados a nivel suprafamiliar y familiar utilizando las claves taxonómicas de Domínguez & Fernández (2009) y Thorp & Covich (2018). También se determinó la abundancia y riqueza taxonómica.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

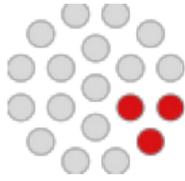


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

En el análisis de la comunidad a nivel de familia se analizó diversidad de la comunidad (índice de Shannon) y riqueza (número de familias) (Hammer et al., 2001). Para evaluar si estos atributos de la comunidad difieren entre arroyos con diferentes usos del suelo, se realizó un ANCOVA de dos vías, donde se incluyó el área de cuenca como covariable, seguido de una prueba post hoc de Tukey con corrección de Bonferroni (Crawley, 2007). El área de cuenca fue incluida como co-variable ya que difiere entre los sistemas analizados y es una variable conocida que puede afectar las comunidades de macroinvertebrados (Williams et al., 2002; Lamouroux et al., 2004).

Se utilizó una ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para entender la variabilidad espacial en la composición de los macroinvertebrados. Para comprobarlo se usó una prueba de similitud o ANOSIM. Para ambos análisis (ANOSIM y NMDS), se transformó la matriz de abundancia en una matriz de disimilitud utilizando la medida de disimilitud de Bray- Curtis y 9999 permutaciones (Quinn & Keough, 2002). Se realizaron análisis de especies indicadoras (Indicator Species Analysis) para detectar los grupos de macroinvertebrados responsables de la separación de cada grupo. Para estos análisis se utilizó el paquete R "indicspecies" (De Cáceres, 2020). Para evaluar si estos atributos de la comunidad difieren con el área de la cuenca y arroyos con diferentes usos del suelo, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA de dos vías). Se chequeó los supuestos del análisis mediante una prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y un test de homogeneidad de varianza (Levene) (Crawley, 2007).

Se utilizó una prueba de Mantel para determinar la correlación entre la composición de la comunidad y los parámetros de calidad del ambiente. Para ello, se creó una matriz de disimilitud basado en la abundancia de macroinvertebrados utilizando una medida de distancia (disimilitud de Bray-curtis), y la matriz de distancia de los parámetros del ambiente se creó utilizando la distancia euclidiana. Para este análisis, se utilizó la correlación de Spearman para datos no paramétricos y 999 permutaciones. Se utilizó la función "metaMDS", "anosim" y "mantel" en el paquete R



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

"vegan" para la prueba NMDS, ANOSIM y Mantel, respectivamente (Oksanen et al., 2007; Legendre & Legendre, 2012).

Para la evaluación de la suficiencia taxonómica, se identificó la comunidad de macroinvertebrados a nivel suprafamiliar y se comparó los resultados obtenidos a nivel de familia. Para ello, se realizaron los mismos análisis realizados a nivel de familias. De esta manera se puede constatar si el trabajo a nivel suprafamiliar permite discriminar la respuesta a los usos del suelo de la misma manera que a nivel de familia.

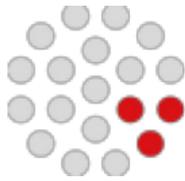
3.4 Adaptación y modificación del Índice Biótico

Para la adaptación del índice se trabajó por un lado con el BMWP, el cual se basa en una clasificación de la calidad del ambiente a partir de la sumatoria de los puntajes de tolerancia de las familias de macroinvertebrados a la contaminación orgánica (Hellawell, 1978). Este índice considera la presencia de las familias y no toma en cuenta sus abundancias. En este sentido, se han desarrollado índices como el IBF que plantean el uso de las abundancias relativas de los diferentes taxones siendo básicamente un BMWP que incorpora las abundancias relativas de cada familia (Hilsenhoff, 1988).

Por lo tanto, en este trabajo y siguiendo el IBF se aplicó la sumatoria de los valores de sensibilidad multiplicados por la abundancia relativa. El índice biótico para aplicar y ajustar en nuestro país (IBuy) es:

$$IBuy = \sum ST_i \times AR_i$$

donde ST_i es el valor de sensibilidad del taxón i el cuál puede adquirir valores de 1 a 10 y AR es la abundancia relativa del taxón i , por lo tanto el índice teóricamente podría tomar valores entre 1 y 10.



La tabla de valores de sensibilidad utilizada (Tabla 3) se obtuvo mediante un análisis que consideró la proporción de veces que los taxones eran identificados como sensibles o tolerantes en diferentes trabajos de la región incluyendo Provincia de Buenos Aires en Argentina, Uruguay y Río Grande del Sur en Brasil (Suárez, 2021). El análisis se realizó tanto para familias como a nivel suprafamiliar. En el caso de los taxones que eran considerados 100% de las veces como sensibles se le adjudicó el valor de 10, los que fueron clasificados el 100% como tolerantes se le adjudicó el valor de 1. Teniendo en cuenta el porcentaje de estas clasificaciones se generó un gradiente de valores entre 1 (muy tolerantes o poco sensibles) y 10 (muy sensibles o poco tolerantes).

Tabla 3. Valores de sensibilidad a nivel suprafamiliar y de familias de macroinvertebrados, para la región sur de Sudamérica obtenidos en Suárez 2021.

Taxón suprafamiliar	Valores Suárez, 2021	Taxón suprafamiliar	Valores Suárez, 2021
Plecoptera	10	Amphipoda	1
Trichoptera	10	Architaenioglossa	1
Decapoda	8	Basommatophora	1
Odonata	8	Caenogastropoda	1
Ephemeroptera	7	Diptera	1
Coleoptera	6	Hirudinea	1
Megaloptera	5	Oligochaeta	1
Mytiloidea	5	Trombidiformes	1
Venerida	5		

Familia	Valores Suárez, 2021	Familia	Valores Suárez, 2021
Aeglidae	10	Coenagrionidae	5
Ancylidae	10	Alluroididae	1
Gripopterygidae	10	Ampullariidae	1
Hydroptilidae	10	Caenidae	1
Hydrophilidae	10	Ceratopogonidae	1
Hydropsychidae	10	Chironomidae	1
Hyriidae	10	Cochliopidae	1
Leptoceridae	10	Dytiscidae	1
Leptohyphidae	10	Glossiphoniidae	1
Leptophlebiidae	10	Gyrinidae	1
Lestidae	10	Hyalellidae	1
Philopotamidae	10	Lymnaeidae	1
Polycentropodidae	10	Naididae	1
Psephenidae	10	Narapididae	1
Baetidae	8	Physidae	1
Libellulidae	8	Planorbidae	1
Elmidae	7	Sphaeriidae	1
Simuliidae	6	Staphylinidae	1
Corydalidae	5	Syrphidae	1



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

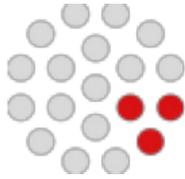
Para evaluar de forma empírica los valores que puede obtener el índice con los valores de sensibilidad obtenidos para la región (Provincia de Buenos Aires-Argentina, Uruguay y Estado de Río Grande-Brasil), se utilizó una base de datos de 12 arroyos catalogados como bajo impacto, dichos arroyos provienen de una base de datos propias de Uruguay, y publicaciones de Brasil. No obstante, no se encontraron artículos con la información necesaria en cuanto a la abundancia relativa de familias y datos de calidad de agua o que refieran a los sistemas como referencia para la región de Argentina. De esta manera se evaluó los valores más altos que alcanzaba el índice, por lo que cuando un determinado arroyo alcanza los valores máximos, se lo considera como un sistema de muy buena calidad de agua. Siguiendo otros índices (BMWP, IBF; Roldan, 2003; Alonso, 2018), a partir de ese máximo ($IBuy > 4.5$) se construyeron cuatro categorías donde los límites de cada categoría se definieron dividiendo los valores de forma equitativa (Tabla 4).

Tabla 4. Escala de valores de calidad del ambiente en base a la comunidad de macroinvertebrados, siendo el verde una calidad de agua buena, amarillo calificado como aceptable, anaranjado como crítico, dejando el rojo como calidad muy crítica del sistema.

Características de la comunidad	Valor del índice	Colores
Comunidad con mayor diversidad de familias sensibles como Leptoceridae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Hydroptilidae.	$IBuy > 4.5$	buena
Comunidad con familias medianamente tolerantes como lo son, Leptohyphidae, Psephenidae, Elmidae.	$3.0 > IBuy < 4.5$	aceptable
Comunidad con familias tolerantes a los impactos, siendo alguna de ellas, Baetidae, Caenidae, Cochlippiidae.	$1.5 > IBuy < 3.0$	crítico
Comunidad mayormente integrada por familias tolerantes como Naididae, Chironomidae, Hyalellidae.	$IBuy < 1.5$	muy crítico

3.5 Políticas de gestión de organismos encargados.

Se realizaron entrevistas semiestructuradas a 6 funcionarios del Ministerio de Ambiente, con el propósito de obtener información sobre programas de biomonitoreo dentro del ente público. Las preguntas se basaron en el funcionamiento de las



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

oficinas en lo que respecta a el biomonitorio, así como los planes a futuros y el usos del mismo como herramienta de gestión.

Se realizaron 6 preguntas (Fig. 3), y la información se clasificó respecto al enfoque: técnica calificada, biomonitorio, propósito y gestión. Con la información recabada se realizó un análisis cualitativo (Minayo, 1992), donde se buscó establecer una comprensión de los datos recabados, comparar con la bibliografía existente presupuestos o antecedentes y de esa manera ampliar el conocimiento sobre el asunto investigado.

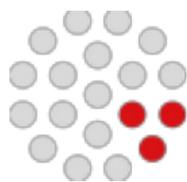
¿En qué puesto se está desempeñando dentro del Ministerio de Ambiente?

Respecto al monitoreo biológico:

- 1- ¿Por qué no se ha incorporado el biomonitorio en programas o planes nacionales, por ejemplo, programas a largo plazo, con muestreos secuenciales, consecutivos?*
- 2- ¿Se está haciendo algo de biomonitorio actualmente, en qué punto considera que nos encontramos en cuanto al uso o implementación de programas a nivel nacional?*
- 3- ¿Existe la idea de ir hacia el desarrollo e implementación de estos programas?*
- 4- ¿Qué desafíos debería tener el llevar a cabo un plan o programa?*
- 5- ¿Qué les hace falta para implementarlos?*
- 6- ¿Qué países tienen como referentes en estas políticas de gestión?*

Figura 3. Guía de la entrevista realizada a 6 funcionarios del Ministerio de Ambiente de Uruguay.

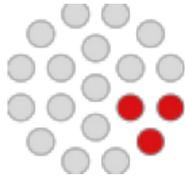
Las etapas de esta metodología consistieron, primero en la recolección de datos, mediante las entrevistas previamente mencionadas, como segunda parte se realizó la preparación de los datos, donde se transcribieron las grabaciones de los entrevistados. Una tercera etapa fue la organización de la información, para luego una lectura y revisión de los datos donde se recolectaron las ideas generales de lo mencionado en cada entrevista. Como quinta etapa se realizó la codificación de las unidades de análisis, donde se elaboró una lista de categorías dependiendo de los segmentos del texto transcrito. Se llevaron a cabo una serie de siete categorías cada una independiente de la otra, teniendo a su vez otras subcategorías dentro de ella



(Tabla 5). Para la categorización y codificación, se identificaron los temas y segmentos de la entrevista que se relacionaban con las interrogantes que se planteaban en el objetivo propuesto.

Tabla 5. Código de categorías designadas para analizar las entrevistas realizadas con sus respectivos significados.

Código de la categoría	Definición	Códigos subcategorías	Definición
Variables	Variables que se miden dentro del monitoreo	V_fq	Variables fisicoquímicas
		V_pes	Pesticidas
		V_fito	Variables biológicas fitoplancton
		V_zoo	Variables biológicas zooplancton
		V_mp	Variables biológicas invertebrados y peces
Biomonitoreo	Biomonitoreo realizado por la entidad pública	B_pol	Biomonitoreo mediante la implementación de políticas
		B_int	Investigación en las cuencas empleando monitoreo biológicos
		B_nint	No interés en el biomonitoreo
Recursos	Recursos destinados al biomonitoreo	Rb_hsi	Recursos humanos para desarrollar biomonitoreo
		Rb_hno	Falta de recursos humanos para desarrollar biomonitoreo
		Rb_eqsi	Equipos tecnológicos para desarrollar biomonitoreo
		Rb_eqno	Falta de equipos tecnológicos para desarrollar biomonitoreo
		Rb_labsi	Laboratorios para desarrollar biomonitoreo
		Rb_labno	Falta de laboratorios para desarrollar biomonitoreo
Normativa	Normativa que rige dentro del monitoreo	N_n	Normativa que se toma en cuenta para la realización de monitoreos dentro del país
		N_in	Normativa que se toma en cuenta para la realización de monitoreos dentro del país con referencias internacionales
Convenios	Instancias en las que se han hecho convenios para tratar las cuencas	C_acd	Convenio con academia
		C_org	Convenio con otros organismos
Valoración	Valoración del biomonitoreo	Val_pos	Valoración positiva en algún aspecto al usar la herramienta de biomonitoreo
		Val_neg	Valoración negativa en algún aspecto al usar la herramienta del biomonitoreo
		Val_posy neg	Valoración positiva y negativa en algún aspecto al usar la herramienta del biomonitoreo
Percepción	Percepción del entrevistado para con el biomonitoreo	P_pos	Percepción positiva hacia la realización de biomonitoreo a futuro
		P_neg	Percepción negativa hacia la realización de biomonitoreo a futuro



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

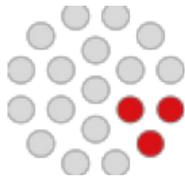


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

4. Resultados

4.1 Calidad del ambiente en arroyos con diferentes usos del suelo

En el análisis de los parámetros físicoquímicos del agua y las características del arroyo, el ACP explicó el 59.3% de la variabilidad de la calidad del ambiente entre los sitios en los dos primeros componentes (Fig. 4). El primer componente principal (ACP 1= 32.1% de la varianza), reflejó un gradiente de la calidad donde se separan los sitios urbanos (U) de los sitios de ganadería extensiva y de agricultura intensiva con producción lechera (CR y AD) (Fig. 4). Este último (AD), tuvo una mayor variabilidad. Los análisis de ANOVA corroboraron estos grupos ($F_{2,8} = 8.87$; $p = 0.02$) y los análisis post hoc revelaron que los sitios U son significativamente diferentes de los sitios CR y AD. En este caso, los sitios U estuvieron relacionados con valores negativos del componente principal 1 (ACP 1) con mayores valores de NT. Los sitios AD y CR estuvieron asociados con valores positivos del PC1 donde el pH y el sustrato de piedra fueron las variables más influyentes (Fig. 4). El segundo componente (ACP 2= 27.1 %) entre los sitios U y CR, y estas diferencias fueron fuertemente significativas (ANOVA: $F_{2,18} = 19.98$; $p = 0.004$). Para este componente, AD se separó de U y CR debido a los valores más altos de conductividad y del sustrato de barro.



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

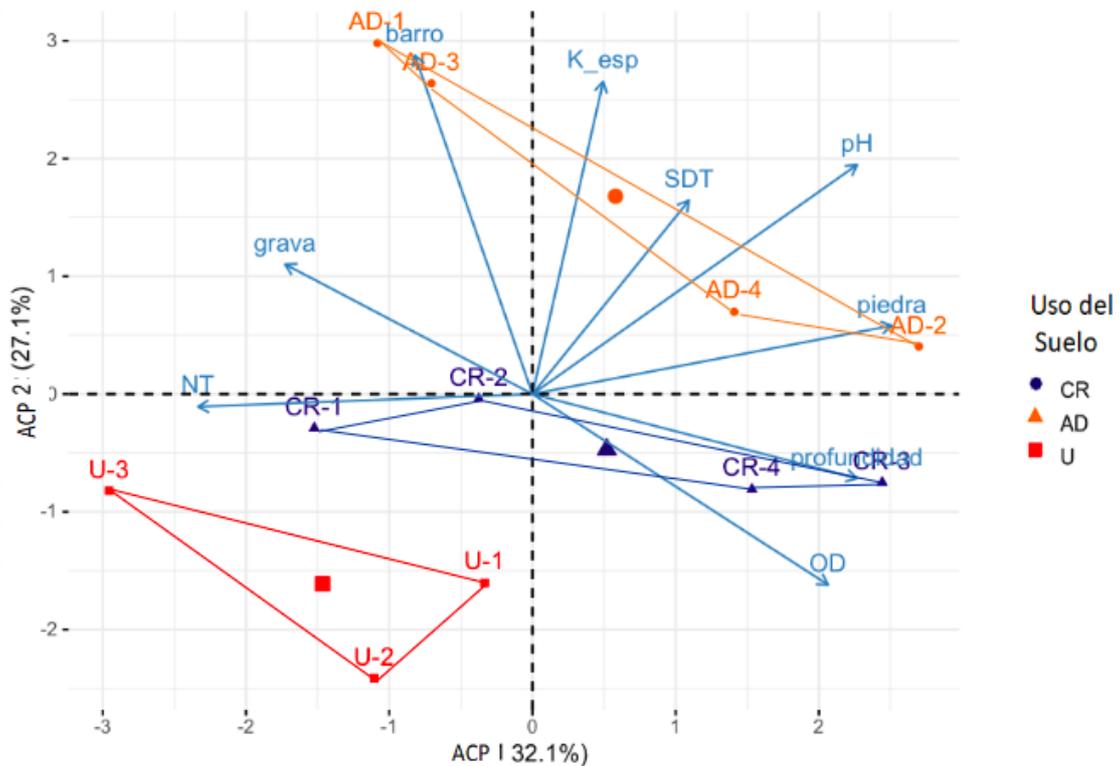
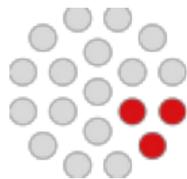


Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas del agua y características del arroyo en los diferentes tipos de uso del suelo en el área de estudio. Sitios de muestreo: CR: sitios de ganadería extensiva AD: sitios con agricultura intensiva y producción lechera, y U: sitios con urbanización. NT: nitrógeno total, K: conductividad específica, OD: oxígeno disuelto, STD: sólidos totales disueltos, profundidad, tipos de sustrato: grava, piedra, barro.

4.2 Comunidad de macroinvertebrados en arroyos con diferentes usos del suelo

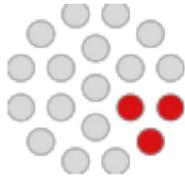
En el total se colectaron 8105 macroinvertebrados en los 110 sustratos artificiales analizados. Los mismos estuvieron distribuidos en 22 taxa suprafamiliares, de las cuales, Ephemeroptera, Caenagastropoda y Amphipoda tuvieron mayor representación por sus altas abundancias. Se identificaron un total de 50 familias distribuidas en los Phylum Arthropoda con 33 familias que representaron el 55.4 % de la abundancia total, seguidos de Mollusca con 10 familias (30.3 % de abundancia total) y Annelida con 6 familias (14.3% de la abundancia total). Las familias con mayor frecuencia de aparición en el total de las muestras fueron Cochliopidae



(24.8% de abundancia total), Hyalellidae (11.3% de abundancia total) y Chironomidae (6.2% de abundancia total) (Tabla 6).

Tabla 6. Media y desvío estándar para la abundancia total de macroinvertebrados acuáticos, para cada uso del suelo: ganadería extensiva (CR), agricultura intensiva y producción láctea (AD) y urbano (U).

Taxón suprafamiliar	Familia	CR	AD	U	
Amphipoda	Hyalellidae	1.0±0.5	4.5±2.4	26.5±17.5	
Architaenioglossa	Ampullariidae	1.1±0.1	4.0±2.7	0	
	Lymnaeidae	0	1.0±0.5	1.0±0.5	
	Physidae	0	1.0±0.5	0	
	Planorbidae	1.9±0.7	5.2±5.4	2.1±1.2	
	Cochliopidae	5.8±2.8	50.1±36.2	1.0±0.5	
Caenogastropoda	Dytiscidae	0	0	1.0±0.5	
	Elmidae	2.5±1.1	6.8±5.3	2.5±1.4	
	Gyrinidae	1.5±0.8	0±0	1.0±0.5	
	Hydrophilidae	1.0±0.5	0±0	0	
	Psephenidae	0	1.9±0.7	0	
	Ptilodactylidae	0	1±0.5	0	
	Staphylinidae	1.0±0.5	0±0	0	
	Decapoda	Aeglidae	1.0±0.5	2.0±0.9	0
		Diptera	Ceratopogonidae	1.0±0.5	1.6±0.5
	Chironomidae		6.5±3.3	18.0±13.8	13.3±11.7
Narapidae	0		1.0±0.5	0	
Simuliidae	0		0	1.7±1.0	
Syrphidae	2.0±1.0		1.8±0.7	0	
Entomobryomorpha	Entomobryidae	0	1.0±0.5	2.0±1.2	
	Ephemeroptera	Baetidae	2.4±0.8	3.2±1.8	0
Caenidae		20.6±15.1	21.7±9.9	0	
Leptohyphidae		2.0±1.0	4.5±5.9	0	
Leptophlebiidae		13.5±10.8	5.3±3.6	0	
Heteroptera		Naucoridae	1.0±0.5	0	0
Hirudinea	Glossiphoniidae	1.3±0.4	9.1±4.1	19.2±16.8	
Isopoda	Cymothoidae	0	0	2.0±1.2	
Megaloptera	Corydalidae	1.0±0.5	0	0	
Mytiloidea	Mytilidae	0	0	7.7±5.6	
Odonata	Calopterygidae	2.0±1.0	1.0±0.5	1.0±0.5	
	Coenagrionidae	1.4±0.3	1.8±0.6	0	
	Lestidae	2.0±1.0	0	0	
	Libellulidae	1.0±0.5	1.0±0.5	0	
	Oligochaeta	Alluroididae	0	4.0±2.8	0
Haplotaxidae		2.0±1.0	9.0±6.4	3.0±1.7	
Naididae		0	4.0±2.8	0	
Narapidae		4.3±3.3	16.9±14.9	10.5±6.9	
Plecoptera		Gripopterygidae	1.0±0.5	0	0
Trichoptera	Hydrobiosidae	2.6±2.6	0	0	
	Hydropsychidae	1.9±0.8	3.7±2.6	0	
	Hydroptilidae	2.0±1.0	1.0±0.5	1.0±0.5	
	Leptoceridae	4.7±2.7	2.8±1.5	1.0±0.5	
	Philopotamidae	0	1.0±0.5	0	
	Polycentropodidae	1.7±0.9	1.0±0.5	0	
	Trombidiformes	Hydrachnidae	1.0±0.5	0	0
Unionoidea	Hyriidae	0	2.0±1.4	0	
Imparientia	Corbiculidae	1.0±0.5	2.9±1.7	0	
	Sphaeriidae	0	7.5±4.2	0	



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Un total de 1892, 4842 y 1371 macroinvertebrados fueron capturados en los sitios CR, AD y U respectivamente. La abundancia mostró diferencias significativas entre sitios (ANCOVA, $F_{2,5} = 8.216$, $p = 0.026$). Los sitios AD presentaron abundancias significativamente mayores que U y CR (Fig. 5A) independientemente del tamaño de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5} = 0.735$, $p = 0.525$).

La riqueza de familias mostró diferencias significativas entre sitios (ANCOVA, $F_{2,5} = 46.368$, $p = 0.0006$), mostrando una interacción marginal con el área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5} = 6.149$, $p = 0.05$). Los arroyos U presentaron una riqueza significativamente menor con 19 familias, seguidos por los arroyos CR (21 familias) y AD (22 familias) (Fig. 5B). La riqueza a nivel suprafamiliar también mostró diferencias significativas entre sitios (ANCOVA, $F_{2,7} = 2,11$, $p = 0,006$) independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5} = 1,11$, $p = 0,31$). Al igual que en el análisis de familias, los sitios U presentaron una menor riqueza con 8 taxa suprafamiliares, seguidos por los arroyos CR (12 taxa suprafamiliares) y los AD (13 taxa suprafamiliares) (Fig. 5C).

El índice de diversidad de Shannon mostró los mismos resultados para familias y taxón suprafamiliar. A nivel de familias mostró diferencias significativas entre sitios (ANCOVA, $F_{2,2} = 2.854$, $p = 0.015$), independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,2} = 0.189$, $p = 0.834$). Las diferencias fueron significativas entre los sitios AD (1.8 ± 0.4) y U (1.1 ± 0.2) (Fig. 5D). El índice de Shannon para taxa suprafamiliares también mostró diferencias significativas entre sitios (ANCOVA, $F_{2,7} = 2,11$, $p = 0,006$) independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5} = 0,45$, $p = 0,95$). Al igual que para familias, las diferencias fueron significativas entre los sitios AD (1.7 ± 0.4) y U (1.1 ± 0.1) (Fig. 5E).

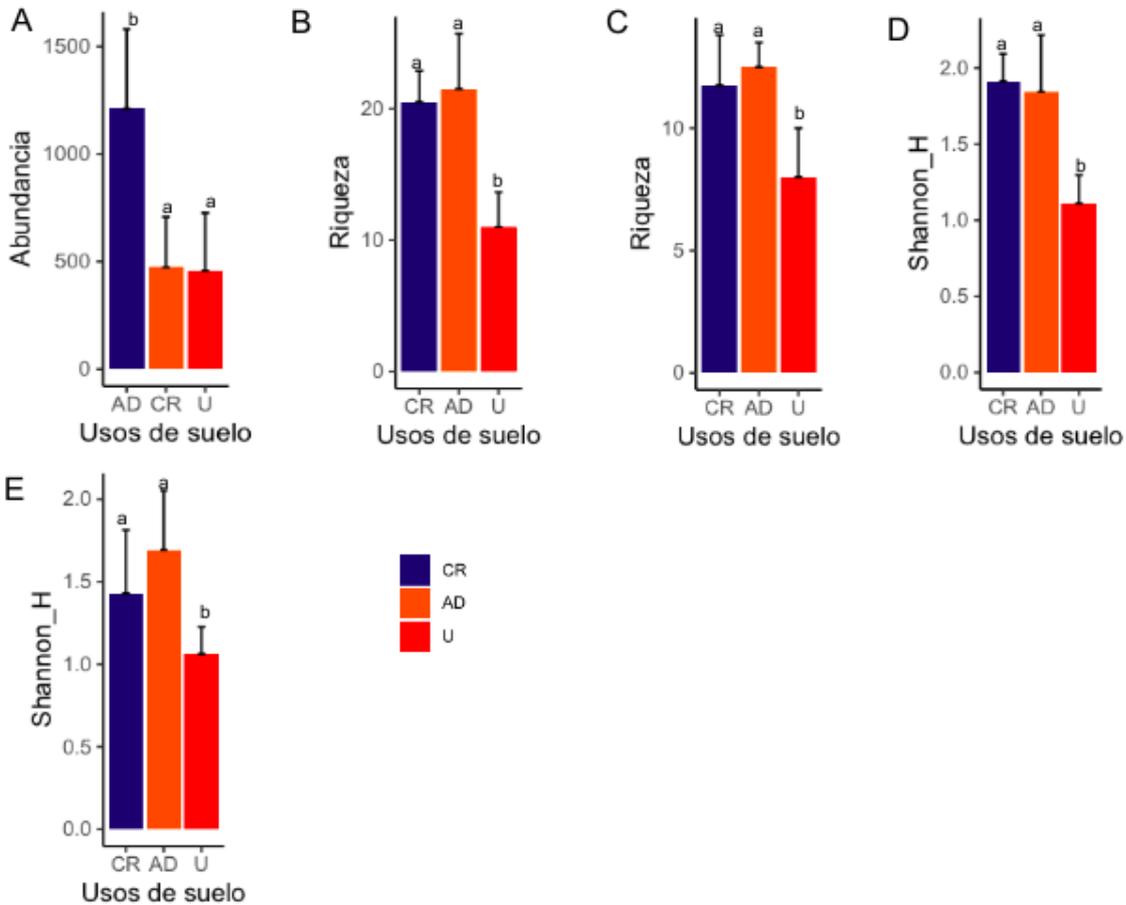
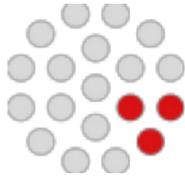


Figura 5. Atributos de la comunidad de macroinvertebrados. A: Abundancia total; B: Riqueza de familias; C: Riqueza de taxón suprafamiliar; D: Índice de diversidad de Shannon para familias; E: Índice de diversidad de Shannon para taxón suprafamiliar en los diferentes tipos de usos de suelo. Sitios de Muestreo, CR: los sitios de ganadería extensiva se identifican en azul, AD: los sitios de agricultura intensiva y producción lechera se identifican en anaranjado, y U: los sitios de urbanización se identifican en rojo. Las letras indican el procedimiento de comparación pos hoc (ajuste de Bonferroni), y las letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha < 0,05$).

El análisis de ordenación (NMDS) de los arroyos considerando la abundancia relativa de las familias de macroinvertebrados, separó los sitios CR y AD de los U (Fig. 6A), y las diferencias entre los grupos fueron significativas (ANOSIM, $r^2 = 0.823$, $p < 0.0001$). En el caso de la abundancia relativa de taxa suprafamiliares, se observó el mismo patrón donde se separó los sitios CR y AD de los U (Fig. 6B), y también las diferencias entre los grupos fueron significativas (ANOSIM, $r^2 = 0.75$, $p < 0.001$).

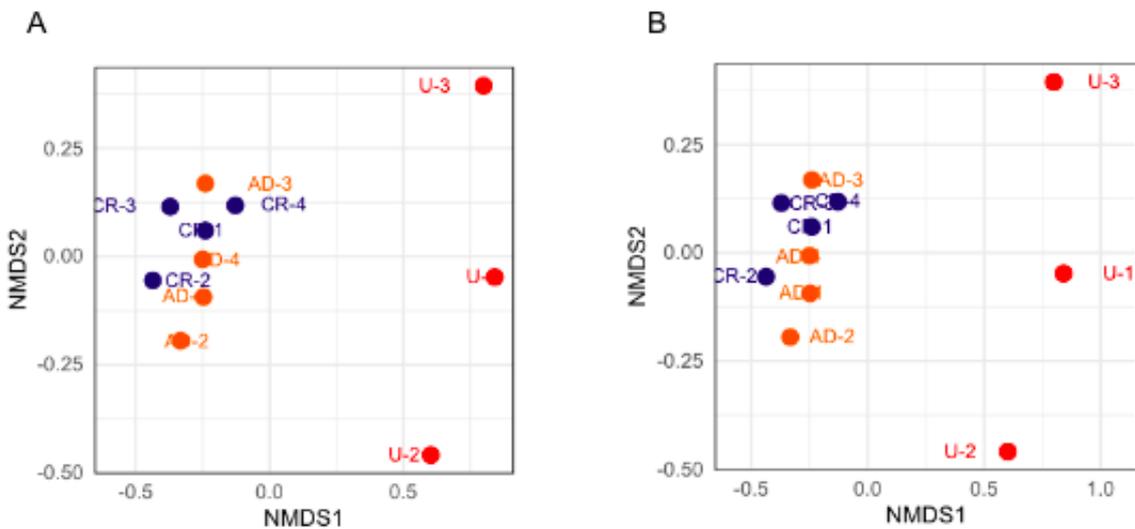
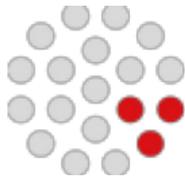


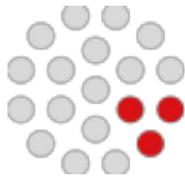
Figura 6. Análisis de ordenación de la comunidad de macroinvertebrados en los diferentes tipos de uso del suelo en el área de estudio mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). A: análisis de nivel taxonómico de familia mientras que B: nivel suprafamiliar. Stress: 0.07074 (familia), 0.0549 (taxón suprafamiliar). Sitios de muestreo: CR: sitios de ganadería extensiva AD: sitios de agricultura intensiva y producción lechera, y U: sitios de urbanización.

El análisis realizado sobre taxones indicadores (Indicator Species Analysis) a nivel de familia (Tabla 7), mostró que los arroyos U se caracterizaron por una mayor abundancia de Hyalellidae ($U = 26.4 \pm 17.5$ vs. $AD = 4.5 \pm 2.4$ y $CR = 1.0 \pm 0.5$), y de la familia Glossiphoniidae ($U = 19.2 \pm 16.8$ vs. $AD = 9.1 \pm 4.1$ y $CR = 1.3 \pm 0.4$). En los sitios intensivos AD predominó una mayor abundancia de Cochliopidae ($AD = 50.1 \pm 36.2$ vs. $U = 1.0 \pm 0.5$, y $CR = 5.8 \pm 2.8$). En CR, la familia Leptophlebiidae presentó los mayores valores de abundancia ($CR = 13.5 \pm 10.8$ vs. $AD = 5.3 \pm 3.6$ y $U = 0$).

Tabla 7. Análisis de especies indicadoras: Proporción de contribución de las familias por grupo de uso del suelo.

Familia	Uso del suelo	Stat	p Valor
Leptophlebiidae	CR	0.883	0.005
Hydropsychidae	CR	0.803	0.015
Cochliopidae	AD	0.857	0.0004
Hyalellidae	U	0.890	0.007
Glossiphoniidae	U	0.790	0.007

El análisis de taxones indicadores a nivel suprafamiliar demostró que algunos taxones contribuyeron a las diferencias entre los tres usos del suelo (Tabla 8). En



particular, los sitios U se caracterizaron por una alta abundancia de Amphipoda ($U= 26.4 \pm 17.5$ vs. $AD= 4.5 \pm 2.4$ y $CR= 1.0 \pm 0.5$). En los sitios intensivos AD predominó una mayor abundancia relativa de Caenogastropoda ($AD= 47,0 \pm 52.2$ vs. $U= 0,3 \pm 0.5$ y $CR= 0,4 \pm 5.6$). Los Ephemeroptera estuvieron mayormente representados en los arroyos AD y CR ($AD= 14,9 \pm 14.2$ y $CR= 12,6 \pm 17.1$ vs. $U= 0$).

Table 8. Análisis de taxa suprafamiliares indicadoras: Proporción de contribución de las especies por grupo de uso del suelo.

Taxón suprafamiliar	Uso de suelo	Stat	p Valor
Ephemeroptera	CR,AD	0.842	0.0126
Caenogastropoda	AD	0.873	0.0003
Amphipoda	U	0.881	0.0064

La familia Leptophlebiidae presentó diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{1,4}=13.849$, $p= 0.020$), independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{1,4}= 0.443$, $p= 0.542$). En este caso, CR presentó valores de abundancias significativamente más altos que los sitios AD y U (Fig. 7A). Hydropsychidae mostró diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{1,3}= 2.614$, $p= 0.0204$), siendo dependiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{1,3}= 2.731$, $p= 0.0197$) (Fig. 7B), presentando abundancias significativamente mayores en los sitios CR respecto de AD y U. Cochliopidae si bien presenta mayores abundancias en los sitios AD en comparación con los CR y U, no mostró diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,4}= 4.691$, $p= 0.089$) (Fig. 7C). Hyalellidae mostró diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,5}= 9.280$, $p= 0.021$), independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5}= 1.488$, $p= 0.311$), siendo los sitios U los valores de abundancia significativamente más altos de esta familia (Fig. 7D). La familia Glossiphonidae mostró diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,5}= 28.197$, $p= 0.002$), así como una interacción con el área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5}= 23.069$, $p= 0.003$). Los sitios U fueron los que presentaron abundancias significativamente mayores para esta familia, seguidos por AD y CR, respectivamente (Fig. 7E).

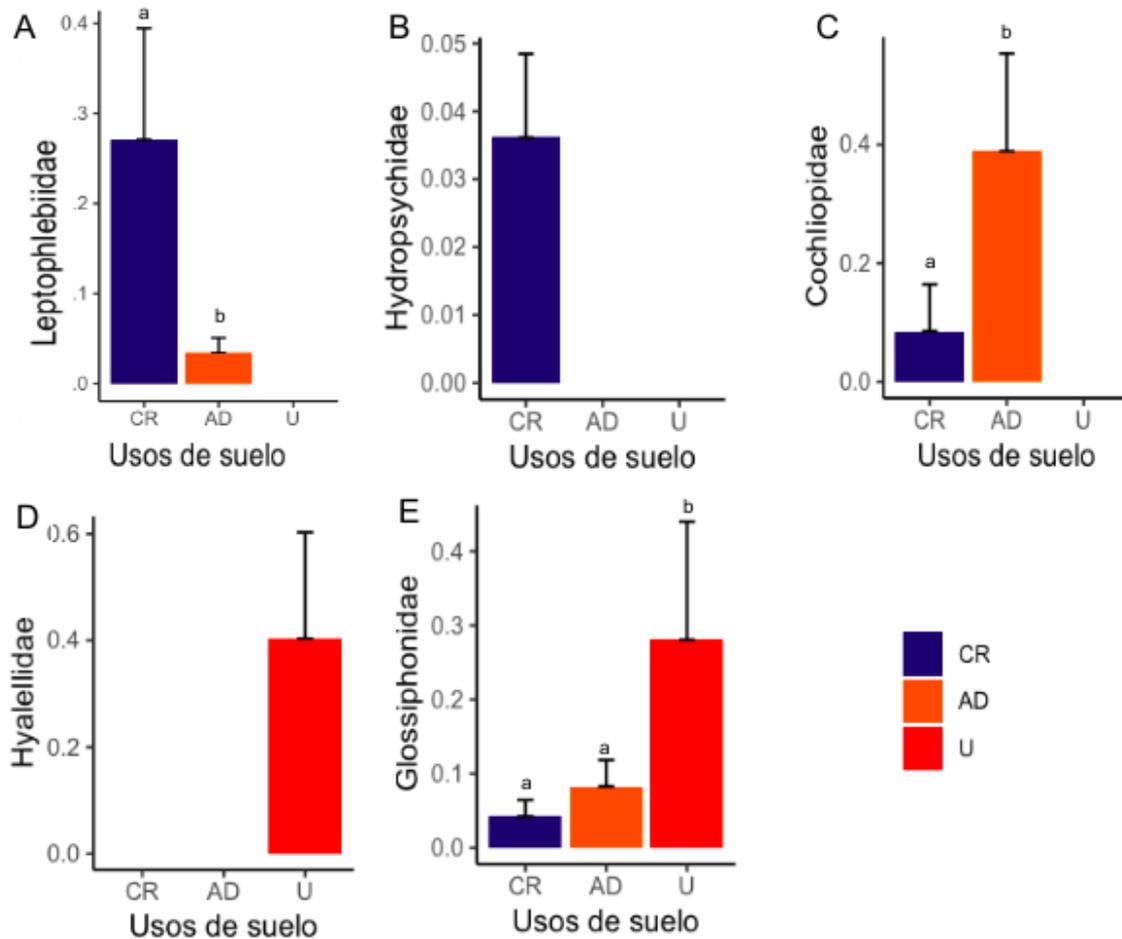
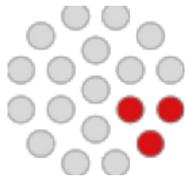
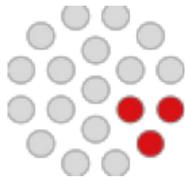


Figura 7. Abundancia relativa de las familias de macroinvertebrados más representativas para cada tipo de uso del suelo. CR: sitios de ganadería extensiva, AD: sitios de agricultura intensiva y producción lechera, y U: sitios de urbanización. Las letras indican diferencias significativas ($\alpha < 0,05$) mediante el procedimiento de comparación pos hoc (ajuste de Bonferroni) indican.

A nivel suprafamiliar, Ephemeroptera mostró diferencias significativas entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,5} = 16.19$, $p = 0.007$) independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,5} = 1.3$, $p = 0.352$). En este caso, CR presentó valores significativamente más altos que los sitios AD y U (Fig.8A). Caenogastropoda mostró una diferencia significativa entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,5} = 7.22$, $p = 0.034$) independiente del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,2} = 0.140$, $p = 0.87$). En este caso, los Coenogastropoda mostraron una abundancia mayor y significativa en los sitios AD en comparación con los CR y U (Fig. 8B). Amphipoda mostró una diferencia significativa entre los usos del suelo (ANCOVA, $F_{2,7} = 9.28$, $p = 0.021$), independiente



del área de la cuenca (ANCOVA, $F_{2,2} = 1.49$, $p = 0.311$). Los sitios U mostraron valores significativamente más altos (Fig. 8C).

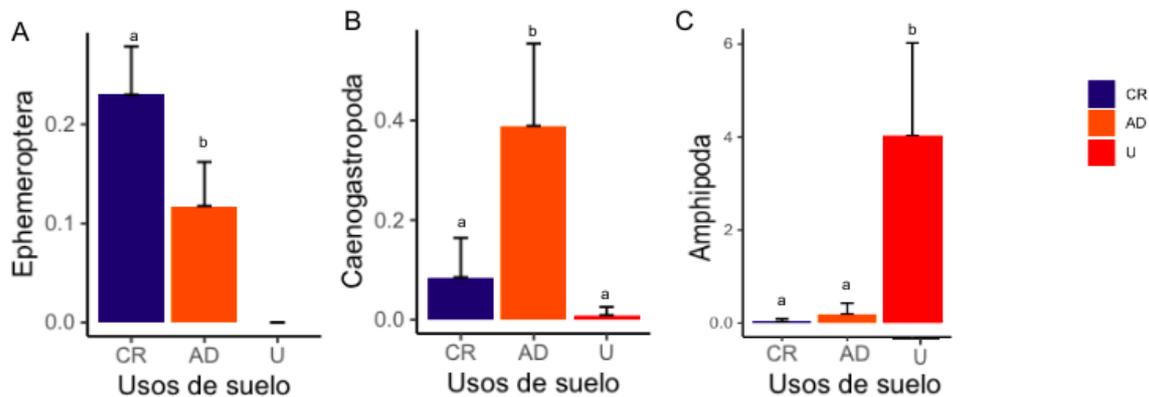
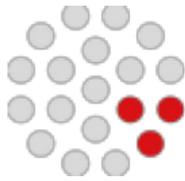


Figura 8. Abundancia relativa de taxa suprafamiliares de macroinvertebrados más influyentes para cada tipo de uso del suelo. CR: sitios de ganadería extensiva, AD: sitios de agricultura intensiva y producción lechera, y U: sitios de urbanización. Las letras indican diferencias significativas ($\alpha < 0,05$) mediante el procedimiento de comparación pos hoc (ajuste de Bonferroni).

A diferencia de los resultados obtenidos sobre las respuestas de los macroinvertebrados a los usos del suelo, el análisis de relaciones entre los parámetros ambientales y las familias de macroinvertebrados, no mostró una correlación significativa (estadística Mantel $r: 0.161$, $p = 0.2$), de igual manera sucedió a nivel suprafamiliar (estadística Mantel $r: 0.065$, $p = 0.4$).

4.3 Aplicación del Índice Biótico (IBuy)

La aplicación del IBuy a nivel de familias mostró una clara separación de la calidad ambiental de cada conjunto de arroyos según los tres usos del suelo. El uso de suelo de ganadería extensiva (CR), presentó los valores más altos del IBuy (4.9 ± 0.92), relacionado con una mayor abundancia de las familias más sensibles a la contaminación, por lo que los sitios son catalogados como sistemas de buena calidad (color verde) (Tabla 9). Con una menor calidad ambiental, se encontró el uso agrícola intensivo lechero, el cual presentó familias medianamente tolerantes a la contaminación, (1.67 ± 0.37). Dichos sistemas en promedio fueron clasificados como

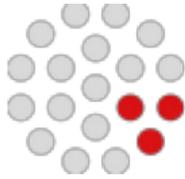


críticos (color anaranjado) (Tabla 9). Del mismo modo, la urbanización disminuyó los valores del índice y sus comunidades estuvieron fuertemente dominadas por familias tolerantes a la contaminación (1.2 ± 0.2), por lo que los sitios fueron clasificados como aguas muy críticas (color rojo) (Tabla 9). A escala individual de arroyos, el índice mostró algunos sistemas con menor calidad que la media como ser CR-1 que se encuentra por debajo en los sitios de ganadería extensiva, y AD-2 y AD-3 en agricultura intensiva y tambo que también se encuentran por debajo con valores similares a los de sitios urbanos. En el caso de los sistemas urbanos todos los sitios se comportaron con los valores más bajos de calidad presentando una calidad muy crítica (rojo). Cabe resaltar que según el índice, en los sistemas CR no se clasificaron sitios en condiciones críticas o muy críticas. A su vez en los sitios AD y U no se catalogaron sitios de calidad aceptable o muy buena. Por otra parte se puede observar que el índice a nivel de familias discrimina de mejor manera a los sistemas CR de AD y U, y presenta una menor discriminación entre los sitios AD y U.

Tabla 9. Índice Biótico de familia realizado con abundancias relativas de las respectivas familias y su grado de sensibilidad para cada grupo de uso de suelo, siendo el verde una calidad de agua buena, amarillo calificado como aceptable, anaranjado como crítico, dejando el rojo como calidad muy crítica del sistema.

Uso de suelo	Sitio	IBuy Familias	Media \pm SD
CR	CR-1	3.6	4.9 \pm 0.9
	CR-2	5.5	
	CR-3	5.1	
	CR-4	5.5	
AD	AD-1	2.0	1.7 \pm 0.4
	AD-2	1.5	
	AD-3	1.2	
	AD-4	2.0	
U	U-1	1.0	1.2 \pm 0.2
	U-2	1.3	
	U-3	1.4	

Los resultados del IBuy a nivel suprafamiliar, también mostraron una diferenciación en cuanto a la calidad del sistema, respecto de los diferentes usos del suelo al igual que a nivel de familia (Tabla 10). En este caso, si bien el índice separa claramente los tres grupos de usos del suelo, el uso de suelo de ganadería extensiva (CR), muestra valores más bajos que a nivel de familia, pasando de calidad ambiental buena a aceptable. Los arroyos pertenecientes a los otros dos usos del suelo presentaron



valores promedios similares a nivel de familia. Cabe resaltar que en este caso, el uso del suelo que presentó mayor variabilidad entre arroyos fue el CR, donde se observaron tres categorías de calidad (buena, aceptable y crítica). El índice a nivel suprafamiliar muestra ser más eficiente discriminando a los sitios U de CR y AD, y no tan eficiente discriminando entre CR y AD (Tabla 10).

Tabla 10. Índice Biotico Suprafamiliar realizado con abundancias relativas de las respectivas familias y su grado de sensibilidad para cada grupo de uso de suelo. Siendo el verde una calidad de agua buena, amarillo calificado como aceptable, anaranjado como crítico, dejando el rojo como calidad muy crítica del sistema.

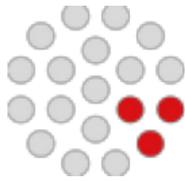
Uso de suelo	Sitio	IBuy Taxón suprafamiliar	Media ± SD
CR	CR-1	2.8	3.4±0.9
	CR-2	4.5	
	CR-3	2.6	
	CR-4	3.8	
AD	AD-1	2.1	2.0±0.2
	AD-2	1.9	
	AD-3	2.2	
	AD-4	1.9	
U	U-1	1.2	1.2±0.2
	U-2	1.4	
	U-3	1.0	

4.4 Biomonitorio dentro del Ministerio de Ambiente

Como resultado de las entrevistas realizadas se pudo confirmar los presupuestos o antecedentes otorgados con la bibliografía existente, constatando la ausencia de planes, programas y proyectos donde se empleen monitoreos biológicos con macroinvertebrados en las 8 cuencas que el ente público monitorea (Río Uruguay, Río Negro, Río Santa Lucía, Río San Salvador, Río Tacuarembó, Río Cuareim, Río Yí y Laguna Merín).

Todos los funcionarios remarcaron el interés creciente hacia el desarrollo de políticas de biomonitorio, pero manifestaron la poca disponibilidad de recursos con las que contaban si eso se llevara a cabo.

De los 6 entrevistados, 5 de ellos concordaron en la categoría de recursos, donde se hizo mención a la falta de los mismos y por ende la ausencia de planes de



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

biomonitoreo. Dentro de esta categoría, 4 de los entrevistados mencionaron los recursos humanos, es decir técnicos calificados para la tarea, 5 tomaron en cuenta a los equipos tecnológicos que hacían falta a la hora de incorporar monitoreos biológicos periódicos, y solo 2 enfatizaron la falta de laboratorios pertinentes para las actividades.

Dentro de la categoría convenios, 5 funcionarios hicieron mención a acuerdos realizados con la academia, donde Facultad de Ciencias y CURE eran los encargados de realizar algunos muestreos puntuales de algunas comunidades biológicas como fitoplancton, zooplancton y perifiton, en ocasiones incluyendo a los macroinvertebrados y peces (Rio Santa Lucia y Rio Negro). Otros convenios de monitoreo fueron con organismos públicos como DINARA, OSE, e Intendencias (Tabla 11).

En cuanto a la categoría biomonitorio, 2 funcionarios se inclinaron por el uso de biomonitorio como herramienta para políticas en el futuro y una posible implementación, 2 hicieron hincapié en el biomonitorio como herramienta de investigación, mientras que 1 de ellos manifestó el desinterés por parte de la institución, dejando en claro que la falta de interés por parte del organismo público se debía a que no era un problema visible como si lo fueron las cianobacterias (Entrevistado 2) (Tabla 11).

En lo que respecta a las normativas, 5 de los funcionarios mencionaron legislación internacional para llevar a cabo los análisis de algunos parámetros donde los límites máximos y mínimos de concentraciones en los sistemas acuáticos aún no se encontraban definidos a nivel nacional, tomando como guía a la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA); ejemplo de ello son las dioxinas, AOX o PCBs. A su vez, 3 técnicos mencionaron la normativa nacional como un estándar a seguir, siendo el Decreto 253 como referente para prevenir la contaminación ambiental a través del control de las aguas (Tabla 11).

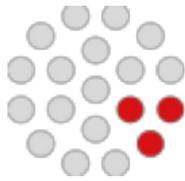


Tabla 11. Análisis cualitativo de las 6 entrevistas realizadas al Ministerio de Ambiente

Entrevistado	1	2	3
V_fq		2	3
COMENTARIO		"...son monitoreos de calidad de agua fisicoquímica..."	"...lo que es fósforo, nitrógeno, fisicoquímico... y después a cada curso...Los muestreo de rutina son medidas in situ: ph, conductividad, ficocianina..."
V_pes		2	
COMENTARIO		Se hace nutrientes, pesticidas, dependiendo del lugar a veces metales pesados, algunos lugares sedimentos, pero no biomonitoreo.	
V_fito	1	2	3
COMENTARIO	"...hay más, invertebrados bentónicos, perifiton, fitoplancton..."	"...biomonitoreo coma tal, solamente se hace fitoplancton.....cianobacteria s..."	"...Los muestreo de rutina son medidas in situ: ficocianina..."
V_zoo	1		
COMENTARIO	"...hay más, invertebrados bentónicos, perifiton, fitoplancton, zooplancton..."		
V_mp	1		3
COMENTARIO	"...hay más, invertebrados bentónicos, perifiton, fitoplancton, zooplancton y peces..."		"... se llegaron a comprar cajas de metal para hacer muestreos biológicos de almejas (Curvicula), ... la parte de organismos que la hago en agua...los peces bioacumulan y podrían ser una buena referencia ..."
B_pol	1		
COMENTARIO	"...en realidad sí está incorporado, lo que no tenemos son resultados..."		
B_int		2	
COMENTARIO		"...donde se trabajo en la cuenca del Rio Snata Lucia, incluso ellos desarrollaron un indice y lo aplicaron tambien en la cuenca del Rio Negro..."	
B_nint		2	
COMENTARIO		"...los cargos de dirección y gerenciales de DINACEA no encuentran eso como una herramienta de utilidad...la gestión que se hace ambiental es una gestión muy inmediata..."	
Rb_hsi	1		
COMENTARIO	"...la limitante económica es una, pero a la hora de hacer un llamado a concurso para que se presenten investigadores o técnicos en general, que puedan desarrollar un programa de biomonitoreo, yo no sé si hay gente que tenga..."		

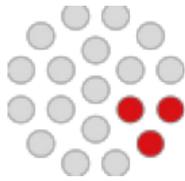


Tabla 11. Continuación...

Rb_hno	1	2	3
COMENTARIO	"...lo que no se logra es concretar el proceso de integración de técnicos que puedan reforzar los planes técnicos de la institución para hacer	"...a mediano plazo eso se puede solucionar la falta de recursos humanos ..."	"...no está capacitado para hacer biomonitoreo, la planificación está super apretada... Por un tema de tiempo de recursos humanos y materiales, si bien la
Rb_eqsi		2	3
COMENTARIO		"...capacidad de equipos eso se puede solventar..."	"...Por un tema de tiempo de recursos humanos y
N_n			3
COMENTARIO			"...tenemos el decreto 253, que es la normativa de
N_in	1	2	3
COMENTARIO	"...Estados Unidos, EPA, USEPA, son los que buscamos orientación. Los holandeses también, buscamos esos referentes, por una cuestión de latitud, podría haber alguna similitud... los colombianos han hecho varias cosas en	"...para muchos parámetros a veces no tenemos parámetros propios, entonces buscamos y nos basamos en las normas de EPA, también en las normas de Canadá, en los programas Marco del Agua de la Unión Europea..."	"...fuimos auditados por un empresa canadiense... las variables que no están en el decreto respecto a agua, a veces tomamos países de referencia..."
C_acd	1	2	
COMENTARIO	"...fondos VID, proyectos en los que se han integrado consultores nacionales, para el desarrollo de propuesta para el biomonitoreo... subsana	"...hay un convenio con el CURE Rocha, pero que se monitorea lagunas costeras y ahí si se hace monitoreo de biota, pero lo hace y trabaja el CURE..."	
C_org	1	2	
COMENTARIO	"...es trabajar con peces con DINARA... con pesca comercial o especies de interés comercial que nos sirven a la hora de trabajar	"...convenio con las intendencias... también está OSE..."	
Val_pos	1		3
COMENTARIO	"...mejora de los procesos de monitoreo está el de integrar indicadores biológicos... integrar el monitoreo automatizado		"...la idea de biomonitoreo siempre la tuvimos presente acá, pero son difíciles de implementar..."
Val_neg		2	
COMENTARIO		"...entiende que esa utilidad a ellos no les es útil. Con esto puedo tener un índice de indicador de la calidad de agua pero esa calidad no les sirve para nada, es una interpretación... pero con otros indicadores obtienen	
Val_posyneg		2	
COMENTARIO	"...formación, masa crítica, faltan técnicos y propuestas, por ahí en líneas de investigación, que prioricen estos	"...DINACEA calidad de agua no le interesa la relevancia ecosistémica de la calidad de agua, justamente la integridad del	
P_pos			3
COMENTARIO	"...tendría que haber un sistema nacional de indicadores de calidad de agua a nivel de cuenca... relaciones o biomas, o índices de diversidad, algo que los investigadores aparten herramientas o		"...tratamos de mejorar siempre... tratamos de expandimos, hacemos reuniones anuales de los muestreos y presentamos los resultados y las propuesta de cambio y mejora..."

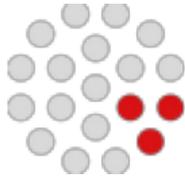


Tabla 11. Continuación...

Entrevistado	4	5	6
V_fq		5	6
COMENTARIO		"...monitoreo de variables físicas y químicas...se monitorea temperatura, ph, conductividad, salinidad, oxígeno disuelto...coliformes termotolerantes..."	"...en general es agua y sedimento..."
V_pes			6
COMENTARIO			"...fuerte componente en plaguicidas...hay mucho de PCBs, Dioxinas...monitoreo de mercurio y de arsénico..."
V_fito		5	6
COMENTARIO		"...inspección visual del aspecto del agua en base a la cual se determina el estado de la floración de cianobacterias si es que existe..."	"...hace conteo de fitoplancton...tenemos datos biológicos de fito..."
V_zoo			6
COMENTARIO			"...hay algunos datos de zoo pero es más cuando se cruzan que lo reportan..."
V_mp	4		
COMENTARIO	"... proyectos grandes ellos solicitan esa información, peces, invertebrados...la línea de base para invertebrados acuáticos...tenemos indicadores establecidos vinculados a macroinvertebrados,..."		
B_pol		5	
COMENTARIO		"...se ha hecho algo de foma puntual e Rio Negro...actualmente hay una parte de biomonitoreo en el programa de lagunas Costeras..."	
B_int	4		
COMENTARIO	"...tomamos lo que los investigadores nos indiquen..en realidad lo trabajamos con investigadores de Cure o Ciencias. En realidad lo que ellos indiquen que puede ser buen indicador de calidad...pero surge desde la academia..."		
Rb_hsi	4	5	6
COMENTARIO	"...técnicos, equipamientos, imágenes satelitales, abordajes metodológicos para medir indicadores que no necesariamente son humanos..."	"...por un tema de recursos y no están las capacidades dadas en el laboratorio...no está el personal técnico tampoco...que hoy en día no están los recursos para hacerlo..."	"...falta de recursos, me inclinaría más por ese lado. Que ahí tienes recursos humanos...es bastante intensivo, entonces yo hablaría de una falta de recursos tanto humanos como de equipamiento..."
Rb_eqsi	4	5	6
COMENTARIO	"...sí técnicos, equipamientos, imágenes satelitales, abordajes metodológicos para medir indicadores que no necesariamente son humanos..."	"...tema de recursos y no están las capacidades dadas en el laboratorio...hoy en día no están los recursos para hacerlo..."	"...hablaría de una falta de recursos tanto humanos como de equipamiento..."

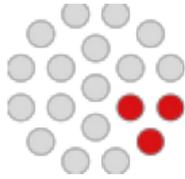
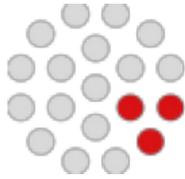


Tabla 11. Continuación...

Rb_labsi	4	5	
COMENTARIO	"...abordajes metodológicos para medir indicadores que no necesariamente son humanos, para poder pagar las salidas de campo..."	"...no están las capacidades dadas en el laboratorio... hoy en día no están los recursos para hacerlo..."	
N_n		5	6
COMENTARIO		"...nosotros trabajamos con cumplimiento de estándares de cosas que están en el decreto..."	"...datos de calidad ambiental en el marco del decreto 253 que es más una guía ..."
N_in	4		6
COMENTARIO	"Se usa una metodología mundial que es la de estándares abiertos para la práctica de la conservación... país que nos interesó como ellos aplicaron eso para poder establecer la efectividad de sus áreas protegidas es Perú..."		"...cosas que escapan se ven normativas de Alemania o de EEUU de la EPA..."
C_acd	4	5	6
COMENTARIO	"..nos asociamos con otras iniciativas que suceden, tanto del Cure que hace mucho eso, monitorea a través de tesis o a través de acuerdo a trabajo con instituciones como el ministerio de ambiente..."	"...convenio con CURE y hay una parte fuerte de biomonitoreo..."	"...tenemos convenios con CURE con todas las lagunas costeras..."
C_org			6
COMENTARIO			"...algunos involucran a las intendencias... participa"
Val_pos	4		6
COMENTARIO	"...la intención está, la importancia está clara..."		"...en el marco de reuniones este tema , a nivel de los técnicos y mucha veces a nivel de jefatura surge como algo que es una visión del Ministerio tener monitoreo biológico..."
P_pos	4	5	
COMENTARIO	"...destacamos en cada plan de trabajo y plan estratégico, pero es caro monitorear y no es sencillo..."	"...hay dos desafíos, uno es hacer entender la importancia que tiene el biomonitoreo para la gestión de los ecosistemas, es como que históricamente lo"	
P_neg	4		
COMENTARIO	"...en la práctica nos cuesta mucho incrementar las medidas de monitoreo, invertir plata y dar seguimiento a los objetos de conservación de las áreas está costando bastante, no lo estamos logrando..."		



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

En lo que respecta a valoración de la herramienta biomonitoreo, 4 técnicos lo catalogaron como positivo y 2 como positivo y negativo, mostrando una serie de versiones encontradas, aunque sí destacando la intención de llevar a cabo monitoreo biológicos desde el ministerio como un propósito a futuro.

En resumen, existe la visión de que sería propicio concertar monitoreos biológicos en las cuencas que se monitorean, siendo las principales limitantes la falta de recursos y ausencia de normativa que respalde la utilización del biomonitoreo como una herramienta de gestión y política para el cuidado de los ecosistemas fluviales. Sumado a ello, está la ausencia de información sobre las metodologías utilizadas para la realización de dichos monitoreos, como puede ser los índices de diversidad, y los índices bióticos.

5. Discusión

Este trabajo proporciona una metodología para la descripción rápida de la composición de la comunidad de macroinvertebrados en arroyos de Uruguay utilizando sustratos artificiales. Los resultados mostraron que los arroyos pertenecientes a diferentes usos del suelo presentaron diferencias en las características ambientales (incluyendo calidad de agua, tipo de sustratos, ancho y profundidad), lo que se vio reflejado en comunidades de macroinvertebrados características que se diferenciaron significativamente entre ellas. Dichos niveles de degradación se vieron reflejados tanto a nivel de familias como de taxa suprafamiliares mostrando la posibilidad del uso de niveles taxonómicos superiores para el monitoreo rápido de sistemas acuáticos al ser utilizados estadísticamente. El índice ajustado mostró reflejar los efectos del uso del suelo tanto a nivel familiar como suprafamiliar.

Las actividades antrópicas han perturbado y modificado los procesos existentes y/o han incluido nuevas fuentes de contaminación del agua a través de diferentes vías (por ejemplo, aguas residuales, drenaje superficial y subsuperficial) (Vrebos et al., 2017). Los parámetros fisicoquímicos del agua, en sistemas fluviales proporcionan



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

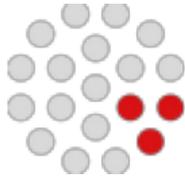


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

una visión correcta del sistema, sin embargo en general muestran información en un momento determinado debido a su alta variabilidad temporal y dependiente de fenómenos recientes como por ejemplo eventos de precipitación (Valverde Legrada et al., 2009). En este trabajo se pudo observar que las mayores concentraciones de nutrientes, conductividad y valores de materia orgánica, se asociaron a arroyos urbanos y de agricultura intensiva y lechera resultados concordantes con otros estudios (Goyenola et al., 2020; Liu et al., 2021). Estos son los resultados esperados debido a la contaminación puntual y difusa que generan estas actividades promoviendo el aumento de nutrientes y sedimentos que llegan a los arroyos (Allan, 2004; Walsh et al., 2005, Goyenola et al., 2020). Lo que también podría explicar las bajas concentraciones de oxígeno encontrada en los arroyos AD y U (Goyenola et al., 2020; Frau et al., 2021).

El estado ecológico de los arroyos y su biota es una respuesta a los factores de estrés ambiental en varias escalas espaciales, como los cambios en el uso del suelo (Gituanja, 2020; Liu et al., 2021). Así, los usos del suelo urbano y agrícola representan los estresores con mayor intensidad de impacto y, en la mayoría de los casos, son irreversibles (Walsh et al., 2005; Rodríguez-Olarte et al., 2020). En este trabajo se observa que los arroyos urbanos presentaron los valores más bajos de riqueza y diversidad, así como unas comunidades de macroinvertebrados más simplificadas, siendo concordante con que estos usos del suelo representan factores de estrés que amenazan a las comunidades acuáticas (Sabater et al., 2018; Rodríguez-Olarte et al., 2018; Torremorell et al., 2021). En este caso, los efectos de la urbanización sobre la biota acuática suelen ser de gran intensidad, provocando en muchos casos la extinción local de poblaciones sensibles (Gituanja, 2020). En nuestro caso la abundancia de los taxones sensibles disminuyó, permitiendo que los taxones tolerantes aumenten en forma relativa mostrando una mayor dominancia numérica en los sistemas U (Jones et al., 1981; Jones, 2008; Castro et al., 2020).

Un aspecto interesante es la mayor abundancia de la familia Hyalellidae en los arroyos urbanos y su escasa presencia o ausencia en otros arroyos. Estos organismos han demostrado una plasticidad en el uso de los recursos,



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

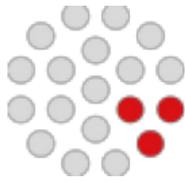


**UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY**

especialmente de la materia orgánica de los sedimentos (Suedel & Rogers 1994; Saigo et al., 2009) que domina en los sistemas urbanos por la afluencia de efluentes. Sin embargo, estos crustáceos han sido considerados taxones sensibles en cuerpos de agua asociados a la agricultura debido a la alta sensibilidad a los pesticidas (Hunt et al., 2017).

En los arroyos CR y AD, las comunidades tuvieron valores más altos de riqueza y diversidad, así mismo, AD presentó mayor abundancia de macroinvertebrados, especialmente la familia Cochliopidae. Estos gasterópodos presentan un gran potencial adaptativo a los agroquímicos, lo que les permite aprovechar la disponibilidad de materia orgánica producida por la actividad agrícola (Juárez et al., 2018). Otra diferencia entre los usos AD y CR es que en este último, hay una mayor abundancia relativa de taxa suprafamiliares Ephemeroptera y Trichoptera, particularmente de las familias Leptophlebiidae y Hydropsychidae respectivamente. Estos grupos se encuentran frecuentemente en cursos de agua de buena calidad y bien oxigenados (Domínguez & Fernández 2009; Springer et al., 2010).

Los efectos de la calidad del ambiente en las comunidades de macroinvertebrados son un fenómeno bien conocido. Por otra parte, los resultados de este trabajo mostraron una fuerte relación con el uso del suelo, pero una débil relación con las características ambientales incluyendo calidad del agua, tipos de sustratos, ancho y profundidad. Estos resultados pueden no ser los esperados, pero la variabilidad de la calidad del agua suele ser elevada (incluso diaria) en comparación con la variabilidad de las comunidades biológicas (Springer et al, 2010, Alonso, 2018). Por esta razón, el muestreo puntual de la calidad del agua no siempre es explicativo de las comunidades (Valverde Legarda et al, 2009; Springer et al, 2010; Alonso, 2018). Al mismo tiempo, pueden existir muchas variables ambientales no medidas aquí como plaguicidas, metales pesados, modificaciones hidrológicas (Walsh et al., 2005; Liu et al., 2020) que pueden estar actuando sobre la comunidad de macroinvertebrados. Por esto el análisis del efecto del uso del suelo es más constante en el tiempo, incluyendo otros efectos más allá de la calidad del agua (por



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

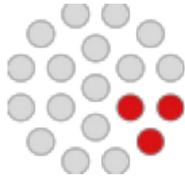


UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

ejemplo, la fragmentación del hábitat), y sus impactos suelen verse reflejados de mejor manera al analizar las comunidades biológicas (Valverde Legarda et al, 2009).

La pérdida de diversidad en los arroyos fuertemente impactados, como los arroyos urbanos, suele ser significativa y difícil de recuperar (Booth et al., 2004). El paisaje de los arroyos urbanos también afecta a la dispersión y fragmentación, lo que tiene efectos inmediatos en la biota del sistema con consecuencias para los ciclos de vida en los hábitats terrestres y limita la dispersión de los insectos adultos en los arroyos (Booth et al., 2004; Monaghan et al., 2007, Sermeño et al., 2010). Por el contrario, los arroyos con zonas ganaderas extensivas (CR) suelen tener una menor intensidad y son efectos generalmente reversibles, ya que la biota puede persistir mientras se adapte a estas condiciones de estrés (Gituanja, 2020). Particularmente en este trabajo, las comunidades de CR tendieron a ser más diversas y hubo una mayor abundancia de taxones más sensibles a las perturbaciones, lo que indica que con buenas condiciones de manejo y programas de restauración, las comunidades y la salud del ecosistema pueden mantenerse en el tiempo.

Por otro lado, la submuestra de la comunidad obtenida con el uso de sustratos artificiales permitió discriminar el impacto de los diferentes usos del suelo sobre la comunidad bentónica, mostrando la validez de este sistema de muestreo. Por estas razones, el uso de esta técnica puede permitir una evaluación rápida y fiable de los arroyos, permitiendo un seguimiento accesible que permita conocer el estado ecológico de los sistemas a lo largo del tiempo (Boothroyd & Dickie, 1989; Gómez & Manríque, 2017). Este sistema de muestreo permite estandarizar el tipo de sustrato y el tiempo de colonización factores que pueden influenciar fuertemente las comunidades de macroinvertebrados presentes en un sitio dado (Brooks & Boulton, 1991), diferencias en estos dos factores podrían confundir los efectos de la calidad del ambiente (Quesada-Alvarado & Solano-Ulate, 2020). Así mismo, es importante resaltar que existen otras variables, como las características físicas del sistema (profundidad, caudal, presencia de bosque ripario, entre otras), que interfieren en el tipo de biota que se pueda desarrollar (Díaz et al., 2020).



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

En cuanto a los niveles taxonómicos de trabajo, la mayoría de los índices bióticos utilizan el nivel taxonómico de familia lo cual representa una ventaja, puesto que proporciona rapidez y facilidad para la aplicación e incorporación en las prácticas de monitoreo, pero se resalta también, la desventaja en la inconsistencia de asignación de categorías de sensibilidad debido a la inclusión de diferentes géneros con diferentes sensibilidades dentro de una familia (Hilsenhoff, 1988; Flowers, 2009; Olivera, 2016). Particularmente en este estudio el uso de un nivel taxonómico a nivel de familia o incluso más grueso (a nivel subfamiliar), fue útil y suficiente ya que separó significativamente los diferentes usos del suelo, siendo concordante con estudios previos (Ruellet & Dauvin, 2007; Springer et al., 2010; Hentges et al., 2021).

Asimismo, el índice biótico ajustado fue sensible a la hora de diferenciar los tres tipos de uso de suelo, ya que marcó tres tipos de comunidades de macroinvertebrados diferentes dependiendo del grado de impacto o de contaminación. Los valores máximos que podía adquirir el índice IBuy ajustado inicialmente fueron obtenidos considerando 12 sitios de bajo impacto extra los sitios utilizados en este trabajo (Tabla S1). Si bien, dicho índice aún puede continuar siendo ajustado su primera evaluación parece ser auspiciosa en lo que respecta a su aplicación en nuestro país. Por otra parte, este índice incluye una forma novedosa de ajustar la sensibilidad de taxones en base a la literatura generada en la región, siendo el primer ajuste de nivel de sensibilidad para nuestro país. La generación de dicha información tanto para familias como a nivel suprafamiliar permitió la aplicación del IBuy a estos dos niveles con resultados similares. En el caso del uso de taxa suprafamiliares los sitios de mejor calidad (CR) mostraron valores más bajos que los obtenidos cuando se trabajó a nivel de familias. Continuar aplicando el índice a ambos niveles taxonómicos nos podrá permitir un mejor entendimiento de los resultados y su potencial respaldando con análisis más clásicos a nivel de la comunidad. La capacidad de discriminar los usos del suelo utilizando la abundancia relativa de los diferentes taxones y sus sensibilidades fue en gran medida concordante con los análisis de la comunidad que mostraron diferencias entre los usos del suelo, lo que es fundamental para que pueda ser aplicado en un contexto



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

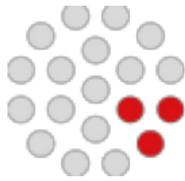


**UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY**

de monitoreo (Hentges et al., 2021); también una fácil aplicación de implementarse en planes o programas nacionales desarrollados en los sistemas acuáticos.

Siguiendo la línea de gestión a nivel país, se puede establecer, mediante el análisis de entrevistas que las herramientas de biomonitoreo en Uruguay, presentan como principales limitantes, la falta de legislación y estándares a nivel nacional así como la falta de recursos humanos y económicos. La necesidad de una legislación que apoye y exija el control a través del biomonitoreo, como lo hacen casos conocidos de Estados Unidos, que mediante la Agencia de Protección Ambiental (EPA) realiza protocolos estandarizados de evaluación ecológica de ríos (Protocolos de Bioevaluación Rápida para su Uso en Arroyos y Ríos Vadeables) que proporciona las bases para aplicar el monitoreo con perifiton, macroinvertebrados y peces (Brodeur et al., 1999; Olivera, 2016). Concretamente en Uruguay, leyes como la N°17.283 donde prevee la protección del ambiente de la calidad del aire, del suelo y del agua, así como la conservación de la diversidad biológica, o la Ley N°16.466 que considera impacto ambiental negativo a cualquier alteración en la configuración, calidad y diversidad de los recursos naturales no mencionan de manera explícita protocolos biológicos a seguir. A pesar de ello, el Ministerio de Ambiente requiere Evaluaciones de Impacto Ambiental con relevamientos biológicos donde se solicitan análisis de las comunidades de peces (Olivera, 2016).

En el caso de los arroyos la falta de recursos técnicos se ve plasmada también en la baja generación de información a nivel académico nacional de las comunidades de macroinvertebrados y sus relación con la calidad del ambiente. Esto ha llevado a que la aplicación de índices bióticos con la comunidad de macroinvertebrados se base, en la mayoría de los casos, en la aplicación de índices que no consideran la sensibilidad de los diferentes grupos para nuestra región, y tampoco sean un reflejo claro de nuestros sistemas (Olivera, 2016; Suárez, 2021). Ejemplo de ello es el índice BMWP, calibrado para Colombia correspondiente a sistemas de montaña donde la calidad de agua y la comunidad de macroinvertebrados difiere de los sistemas de Uruguay (Roldan, 2003; Olivera, 2016).



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

En la región y América Latina en general, existe una fuerte necesidad de desarrollar un marco legal con el fin de estimular a las organizaciones públicas que se enfocan en la gestión ambiental, y así poder proporcionar financiamiento adecuado para la implementación de la legislación ambiental (Rodríguez et al., 2019; Torremorell et al., 2021). Algunos países como Ecuador llevan la delantera en esto, donde ya han incorporado el biomonitorio dentro de su legislación como forma de control de los impactos ambientales en sistemas fluviales, allí el Ministerio de Ambiente en conjunto con el Instituto Nacional de Biodiversidad, presentaron un plan de acción utilizando los macroinvertebrados (López et al., 2017).

6. Conclusiones

El uso de los macroinvertebrados acuáticos en programas de biomonitorio son una herramienta de bajo costo y de gran utilidad a nivel global.

El desarrollo y aplicación de índices en Uruguay y la región, así como adaptaciones de los mismos, aún se encuentran en un estado incipiente.

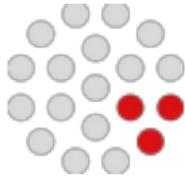
Existe a nivel nacional una carencia en la formación de recursos humanos en el área del biomonitorio, en taxonomía y ecología de macroinvertebrados.

No existe una legislación o normativa que incluya la implementación de monitoreos con la comunidad de macroinvertebrados y a la vez incentive la formación de recursos humanos en el área.

6.1 Recomendaciones para la gestión

En este contexto, se propone un enfoque de biomonitorio rápido y rentable, capaz de estimar el grado de impacto de tres usos del suelo diferentes.

Dado que la calidad del ambiente no tuvo un efecto significativo sobre la comunidad de macroinvertebrados en este estudio, resulta imprescindible trabajar a escala de cuenca considerando los usos del suelo, al mismo tiempo, sería lógico y de gran



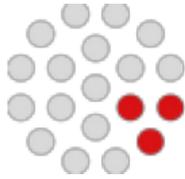
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

aporte proponer muestreos fisicoquímicos sistemáticos que acompañen los datos biológicos.

La información generada en este trabajo aporta un marco de monitoreo rápido que puede ser usado como base metodológica para el desarrollo o puesta a punto de un índice biológico sencillo que busca ajustarse a las características de las comunidades de macroinvertebrados de la región.



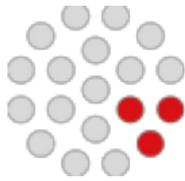
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

7. Bibliografía

- Akamagwuna, F. C., & Odume, O. N. (2020). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) functional feeding group responses to fine grain sediment stress in a river in the Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(4). 1-11.
- Alcántara, I., Somma, A., Chalar, G., Fabre, A., Segura, A., Achkar, M., ... & García-Rodríguez, F. (2021). A reply to “Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro”. *Science of The Total Environment*. 151854.
- Allan, J.D., (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35:257–284.
- Alliance, R., (2007). *Assessing and managing resilience in social-ecological systems. Volume 2 supplementary notes to the practitioner’s workbook’*, Buenos Aires: UAI Sustentabilidad. Universidad Abierta Interamericana.
- Alonso, J.A., (2018). Índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad de las aguas en Arroyos del Sur del Departamento de Itapúa. Encarnacion, Paraguay [Multimetric index based on aquatic macroinvertebrates to evaluate water quality in Arroyos del Sur of the Department of Itapúa. Encarnación: Universidad Nacional de Itapúa, Paraguay.
- Alvareda, E., Lucas C., Paradiso M., et al., (2020). Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? *Environmental Monitoring Assessment*. 192(10):1-22.
- Álvarez Cabria, M., (2010). Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria: repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua. Universidad de Cantabria.
- Arocena, R., (1996). La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay). *Revista de Biología Tropical*. 44(2). 659-671.

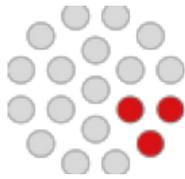


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



**UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY**

- Assessment, M. E., (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Millennium Ecosystem Assessment. In: Sarukhán, J., & Whyte, A.. editors. World Resources Institute, Washington, DC.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B., (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. (339) Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, DC.
- Barrios, M., Rodríguez-Olarte, D., García, E., (2014). Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela. *Entomotropica*. 30:69–83.
- Benejam, L., Teixeira-de-Mello, F., Meerhoff, M., et al., (2016). Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73(4):547-556.
- Booth, D.B., Karr, J.R., Schauman, S., et al., (2004). Reviving urban streams: Land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association*. 40(5):1351-1364.
- Boothroyd, I.K.G., Dickie, B.N., (1989). Macroinvertebrate colonisation of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research*. 23(4):467-478.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P., (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2, p. 688). New York: Springer.
- Brooks, S.S., Boulton, A.J., (1991). Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Marine and Freshwater Research*. 42(3), 295-308.
- Burwood, M., Meerhoff, M., Clemente, J.M., Fosalba, C., López-Rodríguez, A., Goyenola, G., ... & De Mello, F.T., (2021). Potential to use macroinvertebrates as indicators of water quality in subtropical low-impacted watersheds: case of San Francisco drainage basin, Uruguay. *Boletín de la sociedad zoológica del Uruguay*, 30(2), E30-2.a

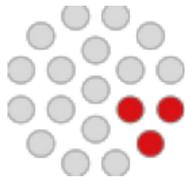


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Burwood, M., Clemente, J., Meerhoff, M., et al., (2021). Macroinvertebrate communities and macrophyte decomposition could be affected by land use intensification in subtropical lowland streams. *Limnetica*. 40(2):343-357.b
- Cairns, J.J., Pratt, J.R., (1993). A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg D.M., Resh V.H., editors. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman/Hall; New York (NY). p. 10-27.
- Canet Desanti, L., & Herrera Fernández, B., (2016). Manual para el diseño de planes estratégico en corredores biológicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). p. 2-78.
- Cao, Y., Bark, A. W., & Williams, W. P., (1996). Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*. 341(1), 1-19.
- Carrasco-Letelier, L., Eguren, G., Teixeira-de-Mello, F., Groves, P.A., (2006). Preliminary field study of hepatic porphyrin profiles of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characiformes) to define anthropogenic pollution. *Chemosphere*. 62(8):1245-1252.
- Carvacho, C., & Prat, N., (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca de Limari en Chile . Barcelona España: Universitat de Barcelona. Instituto del Agua.
- Casey, R.J., Kendall, S.A., (1996). Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*. 341(1):57-64.
- Castro, M., Capurro, L., Chalar, G., Arocena, R., (2020). Macroinvertebrados bentónicos indican empeoramiento de la calidad de agua en una zona de influencia urbana en el Río Negro. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*. 29(2):116-125.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*. 11(2), 362-369.
- Comisión Administradora del Río Uruguay, Ministerio de Relaciones Exteriores, (2019). Memoria de Gestión 2017- 2019. 978-9974-641-30-3.

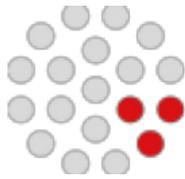


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Crawley MJ., (2012). The R book. In: John Wiley & Sons Ltd. editors. Chichester, England.
- Crettaz-Minaglia, M. C., Juaréz, R. A., Aguer, I., Borro, E., & Peruzzo, R., (2014). Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática*. (30), 93-105.
- Damanik-Ambarita, M.N., Lock, K., Boets, P., et al., (2016). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrate indices. *Limnológica*. 57:27-59.
- De Cáceres, M., (2020). How to use the indicspecies package (ver. 1.7.8). CTFC - Forest Sciences and Technology Center of Catalonia, Spain.
- DIAE (2020). Anuario Estadístico Agropecuario. Estadísticas agropecuarias. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. [citado 2021. Dic, 16]. Montevideo Uruguay.
- Díaz-Rojas, C. A., Motta-Díaz, Á. J., & Aranguren-Riaño, N. (2020). Estudio de la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados en un río de montaña Andino. *Revista de Biología Tropical*. 68. 132-149.
- Domínguez, E., Fernández, H.R., editores. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Domínguez, C., Fernández-Aláez, C. y García-Criado, F. (2010). Evaluación ecológica de sistemas altamente heterogéneos: la importancia de la suficiencia taxonómica. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*. 40(3), 208-214.
- Fagúndez, S., (2012). Evaluación de la calidad de agua del Arroyo Flores (San José, Uruguay) mediante macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación orgánica. Montevideo Uruguay, 42. Tesis de Licenciatura, Universidad de la República, Uruguay.
- Fenoglio, S., Doretto, A., (2021). Monitoring of Neotropical Streams Using Macroinvertebrate Communities: Evidence from Honduras. *Environments*. 8(4):27.

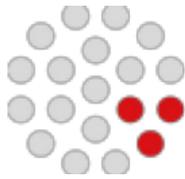


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., Parra, O., (2002). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76(2), 275-28.
- Flowers, R.W., (2009). A new species of *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae, Atalophlebiinae) from a highly altered river in western Ecuador. *Zootaxa*. 2052(1), 55-61.
- Frau, D., Gutierrez, M.F., Regaldo, L., et al.,(2021). Plankton community responses in Pampean lowland streams linked to intensive agricultural pollution. *Ecological Indicators*. 120:106934.
- Gaglio, M., Aschonitis, V., Muresan, A.N., Vincenzi, F., Castaldelli, G., & Fano, E.A., (2021). Structural and Functional Variations of the Macroinvertebrate Community of the Adige Basin along the River Continuum. *Water*. 13(4), 451.
- Gituanja, G.G., (2020). Impacts of land use and land cover on water quality and benthic macroinvertebrates in Theta River Catchment. Nairobi: University of Nairobi.
- Gómez, S., Manríque, E., (2017). Colonización de sustratos por macroinvertebrados acuáticos en las aguas de la Quebrada Charquira del municipio de Carmen de Carupa. Caldas:Universidad Distrital Francisco José de Caldas; Colombia.
- González Melendez, V., Caicedo Quintero, O., Aguirre Ramirez, N., (2013). Application of water quality indices NSF, DINIUS and BMWP to Ayura Creek, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*. 16(1), 97-108.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., et al., (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*. 19(10):4099-4111.
- Goyenola, G., Graeber, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E., Teixeira-de Mello, F., Vidal, N., ... & Kronvang, B. (2020). Influence of Farming Intensity and Climate on Lowland Stream Nitrogen. *Water*. 12(4), 1021.
- Graeber, D., Goyenola, G., Meerhoff, M., Zwirnmann, E., Ovesen, N.B., Glendell, M., Gelbrecht, J., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Jeppesen, E., et al., (2015). Interacting effects of climate and agriculture on fluvial



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

DOM in temperate and subtropical catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*. 19, 2377–239.

- Griffero, L., Alcántara-Durán, J., Alonso, C., et al., (2019). Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of Total Environment*. 697:134058.
- Gurnell, A., Lee, M., Souch, C., (2007). Urban rivers: hydrology, geomorphology, ecology and opportunities for change. *Geography Compass*. 1(5):1118-1137.
- Hamada, N., Thorp, J.H., Rogers, D.C., editors. (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Fourth edition. London: Academic Press. Elsevier.
- Hammer, Ø., Harper, D.A., Ryan, P.D., (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica Impact Factor*. 4(1):9.
- Hellowell, J.M., (1978). *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center, Stevenage, 332 pp. In: Medmenham, Bucks. (UK); Stevenage (UK) WRC, Medmenham.
- Hentges, S.M., Menzel, T.C., Loebens, C.M., Siveris, S.E., Reynalte-Tataje, D.A., & Strieder, M.N., (2021). Structure of aquatic macroinvertebrate communities in streams of a sub-basin in the Pampa Biome, Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. 16, 249.
- Hilsenhoff, W.L., (1988). Evaluación rápida de campo de la contaminación orgánica con un índice biótico a nivel familiar. *Revista de la Sociedad Bentológica Norteamericana*. 7 (1), 65-68.
- Horak, C.N., (2020). *Influencia de las prácticas agropecuarias sobre cursos de agua de Patagonia: empleo de macroinvertebrados y sistema de defensa a múltiples agentes xenobióticos (MXR) como biomonitores*. Buenos Aires, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Hunt, L., Bonetto, C., Marrochi, N., et al., (2017). Species at Risk (SPEAR) index indicates effects of insecticides on stream invertebrate communities in soy production regions of the Argentine Pampas. *Science of Total Environment*. 580:699-709.

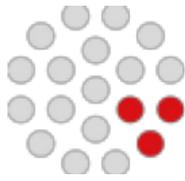


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- IPCC, (2021): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekci, O., Yu, R., and Zhou, B., Cambridge University Press. In Press.
- Jones, J.R., Smart, M.M., Tracy, B.H., et al., (1981). Biotic index tested for ability to assess water quality of Missouri Ozark streams. *Transactions of the American Fisheries Society*. 110(5):627-637.
- Jones, F.C., (2008). Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews*. 16:45-69.
- Juárez, I., Crettaz Minaglia, M.C., Gianello, D., et al., (2018). Diagnóstico ambiental de la cuenca media-baja del arroyo Santa Bárbara (Gualeduaychú, Entre Ríos) [Environmental diagnosis of the lower-middle basin of the Santa Bárbara stream (Gualeduaychú, Entre Ríos)]. *Scientia Interfluvius*. 9:46-70.
- Kassambara, A., Mundt, F., (2017). Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. R Package Version. 1:337-354.
- Lamouroux, N., Dolédec, S., & Gayraud, S., (2004). Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*. 23(3), 449-466.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*. 25(1):1-18.
- Lenat, D.R., Resh, V.H., (2001). Taxonomy and stream ecology the benefits of genus-and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*. 20(2):287-298.
- Legendre, P., Legendre, L.F., (2012). *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier.
- Liu, Z., Zhou, T., Cui, Y., Li, Z., Wang, W., Chen, Y., & Xie, Z., (2020). Environmental filtering and spatial processes equally contributed to macroinvertebrate metacommunity dynamics in the highly urbanized river networks in Shenzhen, South China. *Ecological Processes*. 10(1), 1-12.

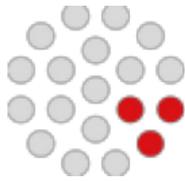


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- López, A., Cuesta, F., & Larrea, C., (2017). Propuesta de Indicadores Nacionales de Biodiversidad: Una contribución para el sistema nacional de monitoreo del patrimonio natural, y para la evaluación del impacto de la implementación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad y su Plan de Acción 2015-2020. (ed) En: Ministerio de Ambiente de Ecuador, CONDESAN, GIZ, PNUD - FMAM, USAB. Quito, Ecuador.166 pp.
- López, J.P.S., Mc Cann, D.S.F., Macías, F.D.J.V., et al., (2020). An image processing method for recognition of four aquatic macroinvertebrates genera in freshwater environments in the Andean region of Colombia. *Environmental Monitoring Assessment*. 192(10):1-11.
- Mary, A.L., Gonzalez-Bergonzoni, I., & Lucas, C., In review. "Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay.", to *Environmental Monitoring and Assessment* EMAS-D-21-02863. In revision.
- Margolius, R., & Salafsky, N., (1998). *Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects*. Island Press, Washington, D.C.
- Metcalfe, J.L., (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60(1), 101- 139.
- Minayo, M.C.S., (1992). *Conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde*. São Paulo: Hucitec/Rio de Janeiro: Abrasco.
- Moi, D.A., & de Mello, F.T., (2021). Urbanization decreased the multitrophic fish richness and ecosystem functioning in neotropical streams. *Research Square*.
- Monaghan, R.M., Wilcock, R.J., Smith, L.C., Tikkisetty, B., Thorrold, B.S., & Costall, D., (2007). Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, ecosystems & environment*. 118(1-4), 211-222.
- Monteiro, T.R., Oliveira, L.G., Godoy, B.S., (2008). Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Laboratorio de Analise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos (LAMARH-UPG, Instituto de*



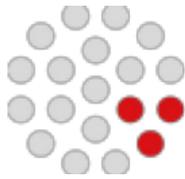
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás. Campus Samambaia (Campus II) CEP 74001-970, Caixa Postal 131, Goiás.

- Müller, R., Wiedemann, O., (1955). Die bestimmung des nitrat- ionen in Wasser. Von Wasser. 22:247-271. German.
- Nijboer, R.C. & Schmidt-Kloiber, A., (2004). The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia*. 516(1), 269-283.
- Norris, R.H., & Hawkins, C.P., (2000). Monitoring river health. *Hydrobiologia*, 435(1), 5-17.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., et al., (2007). The vegan package. *Community Ecology Package*, R package version. 10(631-637):719.
- Olivera, Y., (2016). Macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en sistemas acuáticos continentales. Centro Universitario Regional Este. Maldonado Uruguay. Monografía de Licenciatura, Universidad de la República, Uruguay.
- Queen, J.P., Quinn, G.P., Keough, M.J., (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University press.
- Quesada-Alvarado, F., Solano-Ulate, D., (2020). Colonización de macroinvertebrados acuáticos en tres tipos de sustratos artificiales, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*. 68(S2):S68-S78.
- Paul, M.J., Meyer, J.L., (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 32(1):333-365.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M., (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In E. Domínguez, & H. Fernández (Edits.), *Macroinvertebrados Bentónicos sudamericanos*.. (págs. 320-340). San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lilio.
- Reis, D., Salazar, A., Machado, M., Couceiro, S., Morais, P., (2017). Measurement of the Ecological Integrity of Cerrado Streams Using Biological Metrics and the Index of Habitat Integrity. *Insects*. 8(1).10pp.
- Resh, V.H., (1995). Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries (pp 167- 177). In: W. S. Davis and T. P. Simon. Lewis



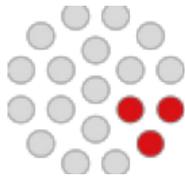
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Publishers, Boca Raton, Fla. (eds). Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Australia.

- Reynaga, M.C., & Dos Santos, D.A., (2012). Biological traits of macroinvertebrates from subtropical streams: patterns along spatial-temporal environmental gradients. *Ecología Austral*. 22(02), 112-120.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., Prat, N., (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*. 62:249-273.
- Rodríguez, A.G., Rodrigues, M.D.S., & Sotomayor Echenique, O., (2019). Hacia una bioeconomía sostenible en América Latina y el Caribe: elementos para una visión regional. *América Latina*. No.191.
- Rodríguez-Olarte, D., Barrios, M., Caputo, L., Fierro, P., Jiménez-Prado, P., Navarro, ...& Villamarín, C., (2020). Criterios para la evaluación de estresores y parámetros en la estimación del estado ecológico de ríos en Suramérica. Serie Publicaciones Especiales. Museo de Ciencias Naturales. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, VE.
- Roldán, G., (2003). Bioindicación de la calidad de las aguas de Colombia. Uso del método BMWP/Col. Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H., (1982). The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. In: Cairns J, editor. Artificial substrates. Ann Arbor, Michigan (MI): Ann Arbor Science Publishers Inc. p.175–235.
- Roy, A.H., Purcell, A.H., Walsh, C.J., Wenger, S.J., (2009). Urbanization and stream ecology: five years later. *Journal of the North American Benthological Society*. 28(4):908-910.
- Ruellet, T., Dauvin, J.C., (2007). Benthic indicators: analysis of the threshold values of ecological quality classifications for transitional waters. *Marine Pollutin Bulletin*. 54(11):1707-1714.
- Sabater, S., Elosegi, A., Ludwig, R., (2018). Multiple stressors in river ecosystems. In: Sabater S, Elosegi A, Ludwig R, editors. Status, Impacts and Prospects for the Future. Amsterdam: Elsevier.

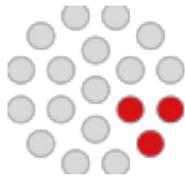


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Saigo, M., Marchese Garello, M.R., Montalto, L., (2010). Hábitos alimentarios de *Hyalella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Natural Neotropical*. 40(1,2):43-59.
- Santos, J.D.L., da Conceição, A.A., Macedo, C.F., et al., (2017). Water quality biomonitoring of a stream in Serra da Jiboia (Bahia/Brazil) using benthic macroinvertebrates. *Magistra*. 29(2):235-245.
- Segnini, S., (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*. 16: 45-63.
- Sermeño-Chicas, J., Serrano, L., Springer, M., Paniagua, M., Pérez, D., Rivas, A., ... Bonilla, B., (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familia de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). Formulación de Una Guía Metodológica Estandarizada Para Determinar La Calidad Ambiental de Las Aguas de Los Ríos de El Salvador, Utilizando Insectos Acuáticos. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)- Organización de Los Estados Americanos (OEA).
- Springer, M., Chapter 7: Trichoptera. (2010). In: Springer M, Ramírez, A, Hanson P, editors. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Costa Rica: Revista de Biología Tropical. p. 151-198.
- Soutullo, A., Ríos, M., Zaldúa, N., Teixeira-de-Mello, F., (2020). Soybean expansion and the challenge of the coexistence of agribusiness with local production and conservation initiatives: pesticides in a Ramsar site in Uruguay. *Environment Conservation*. 47(2):97-103.
- Suárez, B.,(2021). Biomonitorio de arroyos utilizando macroinvertebrados: estrategias utilizadas en nuestra región y su incorporación en la gestión ambiental. Universidad de la República, Centro Universitario Regional Estés. Monografía de Licenciatura, Universidad de la República, Uruguay. 44pp.
- Suedel, B.C., Rodgers, Jr.J.H., (1994). Development of formulated reference sediments for freshwater and estuarine sediment testing. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 13(7):1163-1175

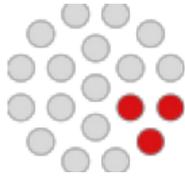


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Sundermann, A., Gerhardt, M., Kappes, H., & Haase, P., (2013). Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics. *Ecological Indicators*. 27, 83–96.
- Torremorell, A., Hegoburu, C., Brandimarte, A.L., et al., (2021). Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. *Inland Water*. 11(2):125-140.
- Valderrama, J.C., (1981). The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Marine Chemistry*. 10:109-122.
- Valverde-Legarda, N.L., Caicedo Quintero, O., Aguirre-Ramírez, N.J., (2009). Análisis de calidad de agua de la quebrada La Ayurá con base en variables fisicoquímicas y macroinvertebrados acuáticos. *Revista Producción + Limpia*. 4(1):45-60.
- Vilaboa, N., (2012). Evaluación de calidad de agua en un sistema lótico bajo impacto lechero mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. Tesis de Doctorado, Universidad de la República, Uruguay.
- Vida, I. N., Loureiro, M., Hued, A.C., et al., (2018). Female masculinization and reproductive success in *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) (Cyprinodontiforme: Poeciliidae) under anthropogenic impact. *Ecotoxicology*. 27(10):1331-1340.
- Vrebos, D., Beauchard, O., Meire, P., (2017). The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system. *Science Total Environment*. 601:365-373.
- Waite, I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P., et al., (2004). The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Freshwater Biology*. 49(4):474-489.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., & Morgan, R.P., (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(3), 706-723.
- Williams, L.R., Taylor, C.M., Warren J.M.L., & Clingenpeel, J.A., (2002). Large-scale effects of timber harvesting on stream systems in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. *Environmental Management*. 29(1), 76-87.

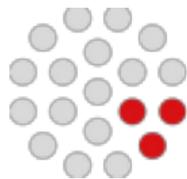


CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

- Woodiwins, F.S., (1964). The biological system of stream classification used by the Trent- River- Board. *Chemistry & Industry*. (11), 443- 447.
- Zuruk,i M., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de-Mello, F., Loureiro, M., (2011). Fish diversity loss in an urban stream of Uruguay throughout the last century. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 6(1):71-75



8. Anexo

Tabla S1: Características ambientales de los sitios obtenidos a partir de bibliografía consultada.

País	Sitios	PT	NT	Temperatura	OD (mg.l-1)	Conductividad (µS.cm-1)	pH
Brasil	CU1	NA	NA	19,1	9,4	100	8,7
Brasil	CU2	NA	NA	20,9	9,3	108	7,6
Brasil	CU3	NA	NA	17,1	10,3	109	7,7
Brasil	I1	NA	NA	19,3	8,8	89	7,7
Brasil	I2	NA	NA	20,2	8,8	79	7,5
Brasil	I3	NA	NA	20,4	8,8	113	7,6
Uruguay	DF- F8F	22.4	436.7	19.2	8.3	479	7.8
Uruguay	DF-Forest 2	6.3	307.7	17.3	9.1	18	7.4
Uruguay	DF-S19	17.6	493.2	24.4	8.5	348	7.4
Uruguay	DF- Monte 2	9.5	118.1	21.1	9.5	426	7.7
Uruguay	DF-Monte 3	11.1	122.5	19.2	8.6	587	7.6
Uruguay	DF-NF4	22.4	219.5	17.3	9.5	264	7.5

Tabla S2. Valores del índice de sensibilidad y su media de familias para 27 sitios, analizado por autores.

Autor	Sitio	Uso de Suelo	BMWP calibrado
Hentges, 2020	CU1	Baja actividad agrícola	4
Hentges, 2020	CU3	Baja actividad agrícola	6
Hentges, 2020	CU5	Baja actividad agrícola	6
Hentges, 2020	I1	Baja actividad agrícola	4
Hentges, 2020	I3	Baja actividad agrícola	5
Hentges, 2020	I5	Baja actividad agrícola	5
Barrios, 2021	DF- F8F	Ganadería extensiva	4
Barrios, 2021	DF-Forest 2	Ganadería extensiva	5
Barrios, 2021	DF-S19	Ganadería extensiva	5
Barrios, 2021	DF- Monte 2	Ganadería extensiva	5
Barrios, 2021	DF-Monte 3	Ganadería extensiva	6
Barrios, 2021	DF-NF4	Ganadería extensiva	4