



CURE
Centro Universitario
de la Región Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



Licenciatura en Gestión Ambiental

Protocolo de evaluación visual para el monitoreo ambiental participativo: aportes para la gestión de arroyos en Uruguay

Lucia Urtado

Licenciatura en Gestión Ambiental, Profundización gestión sostenible de sistemas agrarios.

Tutor: Dr. Franco Teixeira de Mello

Co-tutor: Ing. Agr. (Mag) Gastón de León

Ximena Aguiar

“Fui al río, y lo sentía
cerca de mí, enfrente de mí.
Las ramas tenían voces
que no llegaban hasta mí.
La corriente decía
cosas que no entendía.
Me angustiaba casi.
Quería comprenderlo...
De pronto sentí el río en mí,
corría en mí
con sus orillas trémulas de señas,
con sus hondos reflejos apenas estrellados.
Corría el río en mí con sus ramajes...
¡Me atravesaba un río, me atravesaba un río!”

Juan L. Ortiz

INDICE

RESUMEN	5
Abstract	6
INTRODUCCIÓN	7
Protocolos de evaluación visual	7
Relevancia de la participación social en la gestión adaptativa	8
Monitoreo ambiental y la participación en el contexto de Uruguay	10
OBJETIVOS	12
OBJETIVO GENERAL	12
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
METODOLOGÍA	13
Área de estudio	13
Estrategia metodológica	14
Revisión bibliográfica de los métodos de evaluación visual	15
Selección de las potenciales métricas de evaluación	15
Confiabilidad	16
Aplicación del protocolo	17
Representatividad	18
Calidad del agua	18
Usos del suelo	18
RESULTADOS	19
Selección de las métricas y rangos de puntuación	19
Monitoreo participativo y estudio de la confiabilidad	21
Aplicación del protocolo	22
Estudio de la representatividad: usos del suelo	22
Estudio de la representatividad: calidad de agua	24
DISCUSIÓN	27
Confiabilidad	27
Heterogeneidad ambiental y variabilidad en las métricas	29
Vegetación ribereña	29
Heterogeneidad del hábitat acuático	30
Representatividad	31
Usos del suelo	31
Calidad del agua	32
Consideraciones finales: protocolos visuales en el contexto de la gestión ambiental	32
CONCLUSIONES	34

BIBLIOGRAFÍA.....	35
ANEXOS	41
ANEXO 1: Manual de campo/ protocolo visual para el monitoreo ambiental participativo..	41
ANEXO 2: Cuestionario.	63
ANEXO 3: Media y desvío del total de métricas para cada sitio.....	63
ANEXO 4: Valoración promedio de cada métrica para las cuatro cuencas principales.....	64

RESUMEN

La búsqueda de sistemas de monitoreo que permitan evaluar la salud ambiental de los ecosistemas loticos, ha sido un campo de conocimiento bastante abordado en las últimas décadas. El surgimiento de nuevos paradigmas que acompañan la manera de hacer ciencia y de gestionar estos sistemas, ha colocado como actor fundamental en los procesos de gestión a aquellas personas que se ven directamente afectadas por los múltiples impactos en el ambiente. Como reflejo de esto, en el último tiempo, se ha realizado un esfuerzo por sistematizar y adaptar métodos de campo que permitan -de manera rápida y sencilla- conocer en términos generales la salud ambiental de estos ecosistemas. Lo que representa un insumo valioso para que ciudadanos, gestores y técnicos de múltiples campos disciplinares puedan monitorear impactos a escala local. Estos métodos se denominan protocolos de monitoreo visual, y se basan en la valoración visual de aquellos elementos que de manera integral, refieren al funcionamiento ecosistémico de arroyos. En este contexto, este trabajo tuvo como objetivo poner a prueba un protocolo visual para monitorear arroyos de nuestro país. El proceso de validación consistió en emplear indicadores de calidad de agua y uso del suelo, para estudiar la representatividad del método. Además, incluyó la realización de jornadas de monitoreo participativo, como medio para evaluar la variabilidad existente entre observadores. Los principales resultados mostraron que la herramienta presenta las condiciones necesarias para ser empleada por distintos actores, destacando algunos puntos débiles que fueron expresados en la variabilidad de las puntuaciones, y que se vinculan con las métricas que evalúan el bosque ribereño. Se observó una correlación significativa entre el protocolo y la calidad del agua, específicamente en el caso de arroyos con un área de cuenca de hasta 2000 hectáreas. Sin embargo, no se observó una relación entre los puntajes del protocolo y los usos del suelo. Por último, se entiende que la adaptación del método a situaciones particulares del territorio, dependerá del estudio en profundidad de las características físicas del ambiente fluvial, así como del bosque ribereño.

Palabras claves: monitoreo participativo, protocolo visual, salud ambiental.

Abstract

The search of environmental monitoring methodologies has been widely studied in the recent decades. The emergence of new paradigms in environmental management has placed citizen as a fundamental actor in management processes. In consequence in the recent times, field methods have been systematized that allow - quickly and easily – to know in general terms the environmental health of these ecosystems. This represents a valuable input for citizens, managers and technicians from multiple disciplinary fields to monitor impacts on a local scale. These methods are called visual monitoring protocols, and are based on the visual assessment of those elements that, refer to the ecosystem stream function. In this context, the aim of this work was test a visual protocol to monitor streams in our country. The validation process, used water quality and land use indicators, to study the representativeness of the method. Also, include participatory monitoring instances to evaluate the variability between observers. The main results showed that the tool is adequate to be used by different actors, showing some weak points that were expressed in the variability of the scores, and are related to the metrics that evaluate the riparian forest. A significant correlation was observed between the protocol and water quality, specifically in the case of streams with a watershed area of up to 2000 hectares. However, no relationship was observed between protocol scores and land uses. Finally the adaptation of the method to particular situation of the territory, depends on the study of the physical characteristics of the fluvial environment and riparian forest.

Keywords: participative monitoring, visual protocol, environmental health

INTRODUCCIÓN

La preocupación social y científica con relación al deterioro de los sistemas fluviales, ha generado hace algunas décadas, diferentes esfuerzos para entender las causas y los factores que interactúan e influyen en la salud¹ del ambiente. Diversos métodos y enfoques han sido empleados con la finalidad de orientar la obtención de información, a través del estudio de los distintos componentes de los ecosistemas fluviales, como ser: la zona ribereña, la estructura física del cauce, la calidad del agua, las comunidades acuáticas, entre otros (Munné et al., 2003; Plafkin et al., 1989; Kerans & Karr, 1994; Petersen, 1992). Los métodos implementados en general dependen de los objetivos de monitoreo, así como de las capacidades financieras y la disponibilidad de técnicos entrenados (Jesús Crespo & Ramírez, 2011; Macuroy et al., 2017). Según el método que se emplee, dependerá el esfuerzo de monitoreo, donde el procedimiento para la colecta y análisis de la información puede presentar diferentes niveles de complejidad (Jesús Crespo & Ramírez, 2011). La información fisicoquímica del agua (indicador de la calidad del agua) puede ser la más difícil de comprender debido a la compleja gama de componentes (naturales y antrópicos) que afectan el ecosistema acuático (Barbour et al., 1999; Olsen et al., 2012). Caracterizar una cuenca en función de su calidad de agua, incluye la recolección de muestras de agua superficial a lo largo del tiempo en varios lugares, considerando una amplia batería de parámetros fisicoquímicos y biológicos con posibilidad de ser evaluados (Olsen et al., 2012). Los indicadores biológicos a diferencia de los parámetros fisicoquímicos conjugan distintas escalas temporales y espaciales de los impactos en un determinado territorio, constituyendo un enfoque con mayores beneficios en términos de costos y esfuerzos (Barbour et al., 1999). De igual forma, el conocimiento taxonómico, así como el estudio de la biología de las especies, resulta determinante en la identificación de las problemáticas a nivel ambiental, aspecto que, en muchos casos, requiere de extenso trabajo científico.

Protocolos de evaluación visual

Por esta razón, se ha comenzado a emplear diferentes protocolos de muestreos, denominados de evaluación rápida², los cuales proveen una valoración en términos generales y de manera integral, del estado ecológico de ríos y arroyos (Barbour et al., 1999). Dentro de estos métodos, se encuentran aquellos que

¹La salud como palabra y concepto, ha sido adoptada por la ecología entendiendo que es un término que la mayoría se encuentra familiarizado (Karr, 1999).

²La noción de Protocolo de Evaluación Rápida fue propuesta por Karr & Dudley (1981) quien consideró sustancial el uso de herramientas de evaluación rápidas y simples, las cuales evalúan las condiciones físicas y bióticas de los cuerpos de agua.

involucran la evaluación visual de distintas métricas de análisis, en una escala de tramo dentro del arroyo, llamados protocolos de evaluación visual. Estas métricas o indicadores visuales se basan en construcciones mentales, que apuntan a capturar uno o varios aspectos de la realidad y que son considerados de relevancia cuando se hace referencia a un tema específico (Vlami et al., 2019). En el caso de los protocolos visuales cada una de las métricas que se emplea, cuenta con una descripción de diferentes condiciones del ambiente, que expresan el grado de deterioro ambiental, de una región o tipo de ambiente. Las condiciones observadas son valoradas a través de la asignación de un puntaje, a cada métrica. El resultado de esta evaluación permite obtener el valor de un índice representativo de las condiciones ambientales, el cual se traduce a una clasificación de la calidad ambiental de manera comprensible, representada a través de un puntaje y/o color (Barbour et al., 1999; Bjorkland, 2001).

Los métodos basados en la observación de las características del ambiente permiten llevar a cabo un monitoreo estandarizado de diferentes sistemas fluviales (Barbour et al., 1999; Bjorkland, 2001), aportando información que fácilmente puede ser integrada en análisis espaciales a través del uso de sistemas de información geográfica (Jernigan & Liles, 2010), proporcionando una vía de comunicación de la información ambiental de manera comprensible, que facilita el intercambio y la vinculación entre actores y entre áreas del conocimiento (Ballesteros et al., 2015). Una buena parte de estos protocolos, suelen ser implementados tanto por técnicos, como por la población con interés en la conservación de los ecosistemas (Barbour et al., 1999; Bjorkland, 2001; Vlami et al., 2019). Este aspecto resulta relevante, en el contexto de un nuevo hacer científico que ha tomado un rol protagónico en la conservación de la biodiversidad y que se vincula con el marco conceptual de la ciencia ciudadana (Dickinson et al., 2012). La ciencia ciudadana como nuevo enfoque de producción científica basada en la participación, pone en manifiesto la capacidad de la ciudadanía para generar información de relevancia (Wiggins & Crowston, 2011). Esta forma colaborativa de construir conocimiento tiene por objetivo involucrar a la sociedad civil en proyectos de investigación científica, con el fin de abordar problemas del mundo real. Según Newman et al., (2012) en el ámbito de las ciencias biológicas y ambientales, los proyectos y actividades vinculados a la ciencia ciudadana, se basarán en protocolos de campo estandarizados para recopilar y visualizar los datos necesarios para monitorear sistemas socioecológicos, a múltiples escalas espaciales y temporales.

Relevancia de la participación social en la gestión adaptativa

Como idea central se plantea que en condiciones de complejidad, incertidumbre y dificultades de evaluación, la participación en los procesos de decisión adquiere una nueva racionalidad (Moral & Pedregal, 2002). La participación ciudadana en el ámbito de la ciencia es un concepto transversal que ha surgido de múltiples campos disciplinares. La participación vinculada a la gobernanza

del ambiente toma un papel sustancial, y se traduce en la cogeneración de conocimiento (Ostrom & Cox, 2010). Desde la investigación interdisciplinaria ha sido promovido como enfoque metodológico, para favorecer la reflexión colectiva (García, 1994). La participación pública en los sistemas de monitoreo ambiental se ha beneficiado de una tendencia social que favorece la participación ciudadana, no solo en la recolección de datos, sino también en la planificación, la toma de decisiones y la implementación de las políticas (Stokes et al., 1990). Esta apertura ha llevado a extender el alcance del concepto de monitoreo - más allá de su relevancia como medio para colecta de datos- considerándolo como un enfoque catalizador de procesos de aprendizaje, que conforman el núcleo del manejo adaptativo (Evans & Guariguata, 2008).

Su papel integral en el ciclo que involucra la planificación, acción, evaluación y aprendizaje (Figura 1) permite guiar las prácticas de manejo, en un intento de favorecer la adaptación y el cambio (Colfer, 2005; Guijt, 2007). Donde resulta crucial, el hecho de poder integrar una visión prospectiva en el tiempo -dado que los procesos temporales de los ecosistemas, muchas veces no se correlacionan con los tiempos sociales e institucionales- y al mismo tiempo adaptando los ciclos de la gestión, a la incertidumbre que propone los sistemas socioecológicos en el contexto actual.

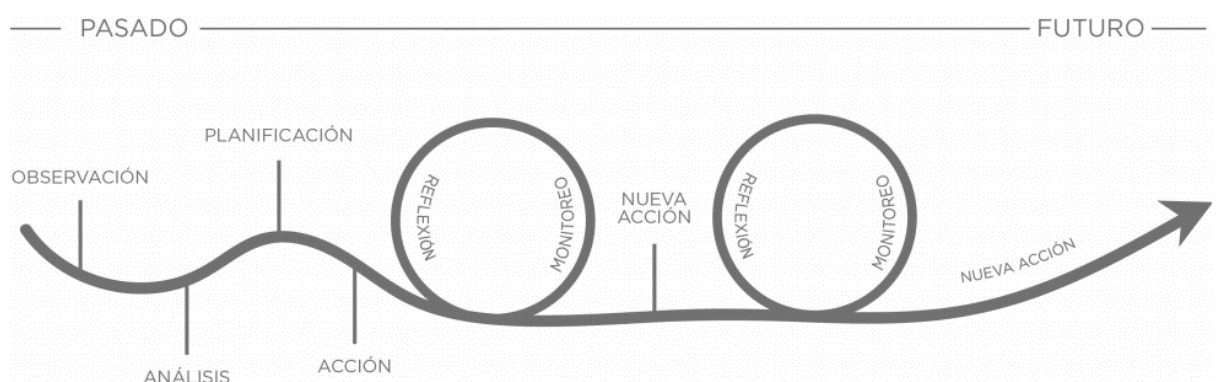


Figura 1. Esquema de gestión adaptativa y el rol del monitoreo en las diferentes etapas. Extraído de Goyenola & Urtado, 2020.

La forma en que se aborda la participación en los procesos de monitoreo puede presentar una diversidad de bordes y matices, lo cual puede ser evaluado considerando el rol activo que toman los diferentes actores en las etapas del proceso. Para ello se han elaborado diferentes categorías de monitoreo, definidas según el grado de participación local (Evans & Guariguata, 2008; Danielsen et al., 2009), con el propósito de servir de guía para la selección de un esquema de monitoreo apropiado para diferentes circunstancias y necesidades de manejo, reconociendo el desafío que esto implica (Mace & Baillie, 2007). En

la tabla 1, se resumen diferentes categorías, empleadas en la literatura, las cuales fueron sistematizadas a partir de experiencias de monitoreo participativo y refieren a diferentes grados de involucramiento de los actores. Donde la interacción entre estos define distintos tipos de participación, expresados en las diferentes etapas del proceso.

Tabla 1. Categorías de monitoreo participativo en función del grado de involucramiento de los actores. Adaptado de Danielsen et al., 2009.

CATEGORÍAS	RECOLECCIÓN DE DATOS	INTERPRETACIÓN O ANÁLISIS	TOMA DE DECISION
1. MONITOREO IMPULSADO EXTERNAMENTE Y EJECUTADO PROFESIONALMENTE	<i>Experto</i>	<i>Experto</i>	<i>Experto</i>
2. MONITOREO IMPULSADO EXTERNAMENTE Y LA PARTICIPACIÓN LOCAL EN LA RECOLECCIÓN DE DATOS/ MONITOREO LOCAL	<i>Actor local-Experto</i>	<i>Experto</i>	<i>Experto</i>
3. MONITOREO COLABORATIVO CON INTERPRETACIÓN DE DATOS EXPERTO/ MONITOREO COLABORATIVO	<i>Actor local-Experto</i>	<i>Experto</i>	<i>Actor local-Experto</i>
4. MONITOREO COLABORATIVO CON INTERPRETACIÓN DE DATOS LOCALES	<i>Actor local-Experto</i>	<i>Actor local-Experto</i>	<i>Actor local-Experto</i>
5. MONITOREO LOCAL AUTÓNOMO/ AUTO MONITOREO	<i>Actor local</i>	<i>Actor local</i>	<i>Actor local</i>

El marco de referencia expuesto sustenta la relevancia de los protocolos de monitoreo en el contexto de la gestión adaptativa, considerando diferentes abordajes que favorecen la participación colectiva. Dar respuesta a los problemas socioambientales, exige la búsqueda de enfoques metodológicos más holísticos, que integren la necesidad de generar espacios de participación local (Saravia, 2017) junto con la relevancia de generar información para la gestión de los ecosistemas fluviales (Kruk & Dabezies, 2017). La experiencia a nivel mundial, y la relevancia que están tomando este tipo de metodologías en el ámbito académico y de gestión, refleja el potencial que representan los protocolos de evaluación visual.

Monitoreo ambiental y la participación en el contexto de Uruguay

En nuestro país, es escasa o nula la experiencia respecto a la aplicación y/o adaptación de este tipo de métodos a las condiciones de los ecosistemas fluviales. Por otro lado, los esfuerzos de monitoreo ambiental se realizan principalmente en cursos de agua mayores, así como en aquellas cuencas priorizadas por su relevancia en el abastecimiento de agua potable (ej. Laguna del Sauce, Laguna del Cisne, Río Santa Lucía, entre otras), presentando menor atención a los cursos de agua más pequeños. La relevancia del monitoreo de arroyos y cañadas radica en que estos ecosistemas representan piezas

fundamentales en las dinámicas que se dan a escala de paisaje (Ward, 1989; Allan, 2004) conformando gran parte de las redes hídricas, constituyendo zonas del territorio, que proporcionan diversidad, heterogeneidad y conectividad en los agroecosistemas (Achkar et al., 2013; MVOTMA, 2018; Borthagaray et al., 2020). Sin embargo, el cambio en la matriz productiva que ha tenido lugar en el Uruguay en los últimos 20 años, basado en la intensificación del uso del suelo, ha significado un deterioro significativo de la calidad ambiental de los ecosistemas (García Préchac, 2008). Lo que ha llevado al reconocimiento de que las principales problemáticas en la calidad ambiental de los cursos de agua se asocian directamente con los usos del suelo (Chalar et al., 2013; Benejam, 2015; Goyenola et al., 2015; MVOTMA, 2018). Poniendo esta temática en la agenda ambiental, lo que constituye un desafío para la gestión y planificación del territorio.

Atendiendo a esta realidad, en la actualidad existe un cuerpo normativo vinculado a la gestión del agua y la gestión del territorio, el cual transita un proceso de reestructuración, en lo que refiere al pasaje de un abordaje sectorial de las políticas, a un enfoque transversal y más complejo, lo que representa un desafío de coordinación y articulación interinstitucional (Saravia, 2017). Sumado a esto, la nueva reestructuración del ministerio de medio ambiente, plantea un escenario de revisión de las competencias y políticas del gobierno en relación a la gestión del agua. Los ámbitos departamentales y de carácter local con competencia en la gestión del territorio, juegan un rol fundamental para la gestión integrada de las cuencas (Achkar et al., 2013). En nuestro país, existen diferentes espacios de participación con distintos niveles de involucramiento de los actores, como: los Comité de cuenca; los Planes de acción para la protección de la calidad del agua (ej Río Santa Lucía); los Planes de ordenamiento territorial a escala de cuenca (ej. Laguna del Cisne); Planes locales de ordenamiento territorial (ej. Laguna del Sauce); Planes de uso y manejo del suelo; Mesas de desarrollo rural, entre otros. La existencia de estos ámbitos de participación hace que sea necesario contar con herramientas metodológicas que orienten la identificación de problemáticas y la búsqueda de soluciones, motivando y favoreciendo el trabajo colectivo.

En este sentido, la siguiente propuesta busca atender esta demanda, aportando un protocolo de evaluación visual para arroyos y cañadas, como insumo para la gestión ambiental desde un enfoque de monitoreo participativo de la calidad ambiental.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Poner a prueba un protocolo de monitoreo visual que permita evaluar la calidad ambiental de arroyos y cañadas de nuestro país.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Seleccionar las métricas que conforman el protocolo y evaluar la confiabilidad de estas mediante el estudio de la variabilidad inter-usuario.
2. Aplicar el protocolo en sistemas con diferentes usos del suelo.
3. Evaluar la representatividad del método contrastando los resultados obtenidos del protocolo con información de calidad de agua y usos del suelo.
4. Generar un protocolo de campo que pueda ser utilizado en programas de monitoreo ambiental en nuestro país.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio abarca un total de 144 arroyos, de los cuales la gran mayoría se encuentran ubicados en las cuencas del Río Santa Lucía, Río Negro y Río de la Plata (figura 2). Un número menor de sitios corresponden a las cuencas del Río Uruguay (6), Laguna Merín (3) y Arroyo Maldonado (3).

La cuenca del Río Santa Lucía abarca una extensión total de 13.432 km² incluyendo los departamentos de Canelones, Lavalleja, Florida, San José, Flores y Montevideo. Esta cuenca resulta de importancia estratégica para el país, ya que representa una de las principales fuentes de abastecimiento de agua potable. A su vez, el 20% de la población rural nacional, radica en la zona y se dedica principalmente a la actividad hortícola, frutícola, vitivinícola, cría de aves y cerdo, y la actividad lechera (Achkar et al., 2013). En la cuenca baja, se extienden los Humedales del Río Santa Lucía ocupando un área de 20.000 hectáreas. Estos ecosistemas son considerados de gran relevancia por su diversidad de flora y fauna, así como por los diversos servicios ecosistémicos que brinda (Achkar et al., 2012).

La cuenca del Río Negro, nace en el Brasil y pertenece a la Región Hidrográfica del Río Uruguay. Abarca una extensión en territorio nacional de 68.217 km², integrando los siguientes departamentos: Artigas, Salto, Paysandú, Río Negro, Soriano, Durazno, Tacuarembó y Rivera en su totalidad y Cerro Largo, Florida y Flores parcialmente. Dada su extensión y la complejidad en su red hídrica, esta cuenca presenta una gran heterogeneidad ambiental, caracterizada por arroyos de pendiente en las zonas de nacientes, bosques de quebrada, planicies de inundación extensas y zonas de humedales (Serra et al., 2014). Estratégicamente esta cuenca es considerada de prioridad por la existencia de tres represas hidroeléctricas, las cuales han sido un factor de cambio en la dinámica natural del río, a lo cual se sumará una planta de fabricación de pasta de celulosa frente a la ciudad de Paso de los Toros.

La cuenca del Río de la Plata se caracteriza por concentrar la mayor parte de la población del país (más del 60%) incluyendo una diversidad de servicios, gran parte de la producción industrial y de las actividades turísticas. El área de la cuenca se extiende unos 26.482 km², considerando únicamente los departamentos de Canelones y Montevideo. La misma presenta un gradiente de deterioro ambiental que va desde el oeste hacia el este, incluyendo el frente oceánico, donde las principales problemáticas se asocian a los procesos de intensificación productiva, que encuentran como polo de concentración geográfica los puertos de Nueva Palmira y la planta de producción de celulosa Montes del Plata (Achkar et al., 2013).

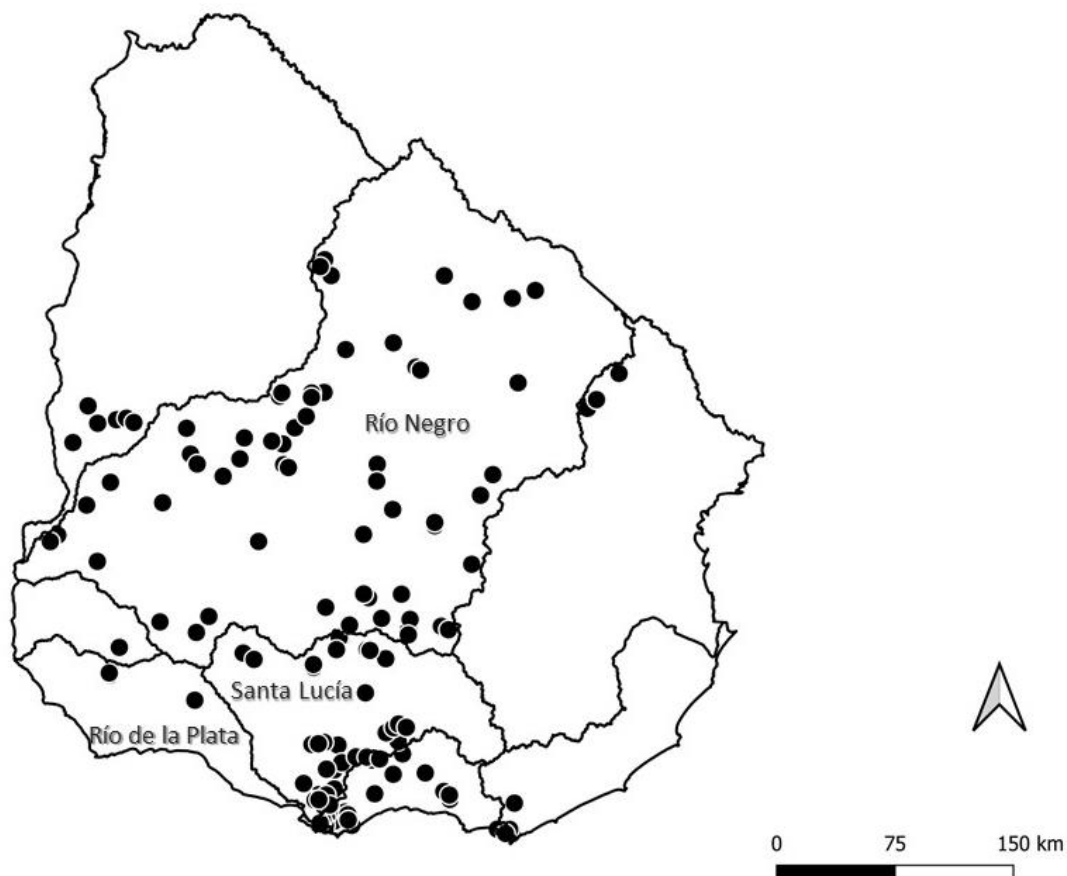


Figura 2. Sitios donde se aplicó el protocolo visual. De norte a sur, Cuenca del Río Negro, Cuenca del Río Santa Lucía y Cuenca del Río de la Plata.

Estrategia metodológica

Para cumplir con los objetivos de este trabajo, la estrategia metodológica fue pensada en una secuencia lógica de pasos y etapas (figura 3). Como se describe en el diagrama, el proceso se divide en dos etapas: una preparatoria, en la cual se realizó el trabajo de revisión de los métodos de evaluación, se seleccionaron las métricas y se confeccionó una versión preliminar del protocolo visual. La siguiente etapa denominada aplicación del método, involucra las instancias de monitoreo participativo como medio para evaluar confiabilidad³ y el monitoreo en campo para evaluar la representatividad⁴ de la metodología. Como resultado de este proceso se generó un manual de campo que sirve de guía para poder aplicar el protocolo.

³La confiabilidad es empleada como una medida para analizar cuán similares son los puntajes cuando son evaluados de forma independiente por múltiples usuarios en el mismo lugar (Roper & Scarnecchia, 1995).

⁴La representatividad es una medida de qué tan bien el protocolo estima la integridad del hábitat, para un tramo dado de un arroyo (Somerville & Pruitt, 2004).

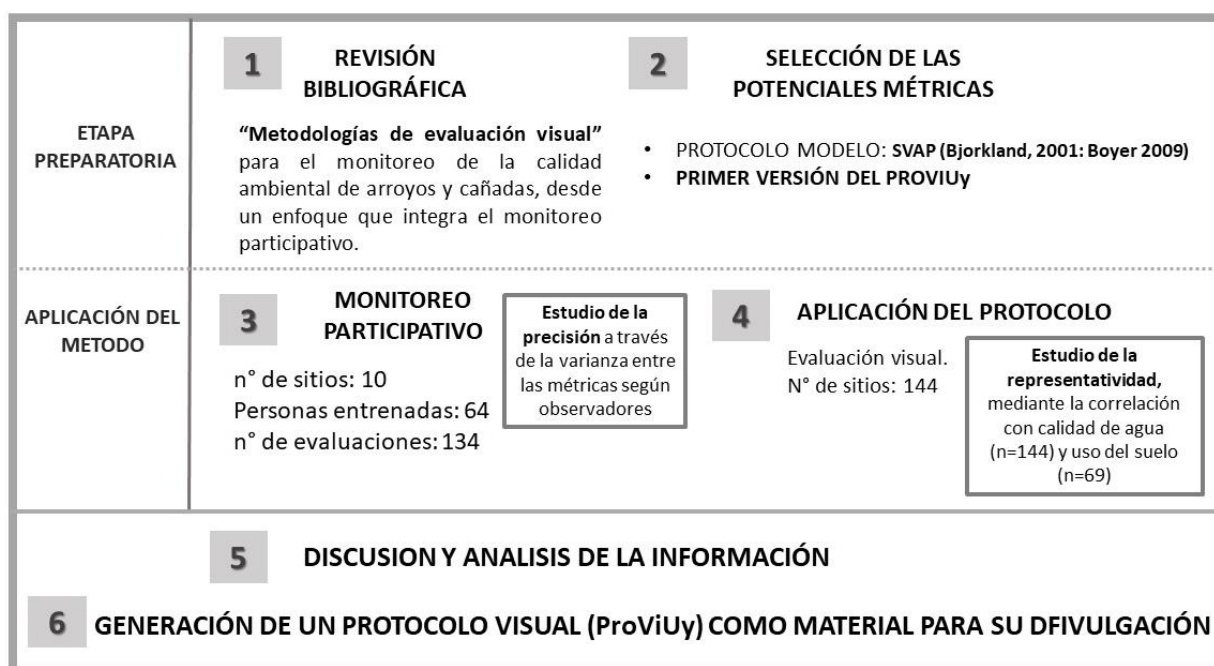


Figura 3. Esquema de trabajo y pasos asociados al proceso de ajuste de la metodología. Adaptado de (Vlami et al., 2019).

Revisión bibliográfica de los métodos de evaluación visual

Se realizó una búsqueda de diferentes métodos de evaluación visual que buscan generar información de base sobre la calidad ambiental de arroyos y cañadas, a través del monitoreo participativo. Se prestó particular atención de que dicha búsqueda sea representativa de los principales enfoques generados para la caracterización ambiental de los ecosistemas acuáticos.

Para conocer los diferentes esquemas de monitoreo visual que son utilizados, se realizó una búsqueda bibliográfica en los principales motores de búsqueda académicos: Google académico, Scielo y Colibrí. Se hizo hincapié en que los métodos de evaluación seleccionados, pudieran ser aplicados en el contexto del monitoreo participativo. Por esta razón, se intentó considerar aquellos métodos que se caracterizan por ser de uso rápido y simple.

Parte importante de este trabajo se realizó en el desarrollo de la monografía “Protocolos de evaluación visual: metodologías para el monitoreo de la calidad ambiental de sistemas fluviales” en el marco de la profundización: Gestión sostenible de sistemas agrarios (Urtado, 2020).

Selección de las potenciales métricas de evaluación

El proceso de selección de las métricas se basó principalmente en los resultados del trabajo de monografía, donde a partir del listado general de las métricas, y

considerando aquellas que son empleadas con mayor frecuencia, se generó una primera versión del protocolo el cual incorporó 10 métricas de análisis representativas de la calidad de los ambientes fluviales. Se intentó que las mismas integren distintos factores que influyen sobre la calidad ambiental, considerando como el ecosistema responde a diversas influencias humanas y si las mismas son aplicables a nuestro contexto regional (Gibson et al., 1996; Allan, 2004). Estas diez métricas involucran aspectos relacionados con la condición del paisaje, el hábitat acuático, la morfología del cauce, el área ribereña y la condición del agua. Las métricas incluidas fueron: *ocupación de la planicie de inundación, cantidad del área ribereña, calidad del área ribereña, condición del banco, condición del canal, meandros, pozones y correderas, presencia de efluentes, apariencia del agua, enriquecimiento de nutrientes y ausencia de residuos*. Esta primera versión fue empleada tanto en las instancias de monitoreo participativo para evaluar la confiabilidad, como en las campañas de monitoreo en campo.

Confiabilidad

Múltiples abordajes han sido empleados para evaluar confiabilidad en diferentes procesos de adaptación (Roper & Scarnecchia, 1995; Esselman, 2001; Clapcott, 2015; Macuroy et al., 2017). En este caso, se propuso evaluar la confiabilidad del método, realizando 6 instancias de monitoreo participativo con grupos de entre 10-15 personas, con y sin conocimiento en la temática.

Mediante una jornada de entrenamiento con cada uno de los grupos, se proporcionó capacitación respecto al uso de la metodología. Dichas instancias fueron enmarcadas en el contexto del minicurso del Espacio Interdisciplinario "Monitoreo Visual de Cañadas" llevado a cabo por integrantes del Núcleo "Agua Urbanas" el cual tuvo lugar en Montevideo, Maldonado, Paysandú, Bella Unión y Salto (responsables: Adriana Piperno & Franco Teixeira de Mello). Las jornadas de entrenamiento fueron de 4 horas de trabajo y se estructuraron en dos bloques: uno teórico referido al uso del método, como evaluar cada una de las métricas, su significado y los principales indicadores visuales. Además, se brindó información acerca de la relevancia de cada una de las métricas, su implicancia en el ambiente y de qué forma estas pueden verse afectadas. Para ello a partir de imágenes, se buscó representar los distintos escenarios de deterioro y de buena calidad de diferentes arroyos de nuestro país, considerando que el uso de recursos gráficos facilita la comprensión y posterior uso del método (Rodríguez & Ramírez, 2014). Esta información fue plasmada en un texto de referencia (manual de campo), el cual presenta la información necesaria para poder realizar la evaluación (Anexo 1).

El segundo bloque se basó específicamente en la aplicación del protocolo en dos sitios seleccionados previamente. Para ello se consideró al menos dos arroyos en cada evaluación, o dos tramos en un mismo arroyo. Se intentó que estos sitios

presentaran características ambientales contrastantes, siendo funcional para qué, quienes aplican el método, puedan asimilar los rangos de puntuación del protocolo. Finalizado la jornada, se presentó un pequeño cuestionario a los participantes (Anexo 2), con la finalidad de recabar información cualitativa respecto a la experiencia en el uso de la metodología.

Tomando la información generada en cada uno de los talleres, se construyó una matriz de datos que involucra las métricas evaluadas por sitio (10 sitios), y el puntaje asignado por cada observador (134 observadores). A partir de esto, se calculó la media, el desvío (anexo 3) y el coeficiente de variación de las puntuaciones por sitio para cada métrica (Roper et al., 2002; Whitacre, 2004; Roper et al., 2010; Jeringan & Liles, 2010). Este procedimiento se realizó con el objetivo de reducir el efecto de la variabilidad que puede presentar cada sitio en particular.

Posteriormente los coeficientes de variación fueron analizados a través de la mediana integrando el total de sitios. Se consideraron como métricas con una alta variabilidad entre usuarios, aquellas que presentaron un coeficiente de variación mayor a 0,5.

Aplicación del protocolo

Esta etapa consistió en la aplicación del protocolo visual, empleando una escala de tramo (aprox. 100 metros) en 144 sitios distribuidos a lo largo del país, con diferentes escenarios de usos del suelo. La aplicación del protocolo en sitios que presentan diferentes grados de deterioro, es un elemento fundamental para poder discutir posibles modificaciones, tanto en el lenguaje, como en los indicadores visuales que se emplean. A su vez, el evaluar distintos sistemas facilita un acercamiento a la variabilidad y la diversidad de expresiones del ecosistema que es posible encontrar en nuestro país, siendo un componente relevante en el proceso de ajuste de la metodología (Bjorkland, 2001). Es por tal motivo que se seleccionó un número amplio de sitios con extensa distribución a lo largo del país.

El esfuerzo de monitoreo involucró la participación de unos diez técnicos con conocimiento en la temática, donde se obtuvo un puntaje de calidad para cada métrica y el valor de un índice (promedio entre las métricas) que corresponde a una clasificación de la condición ambiental del sitio. Para el caso de aquellas métricas que no se correspondiera con las condiciones observadas en campo, se dio la posibilidad de que estas sean descartadas de la evaluación, sin que esto afecte el puntaje final, evitando posibles sesgos. Por ejemplo, la calidad y cantidad del bosque ribereño y la apariencia del agua. La información generada fue representada en una matriz de datos, la cual integra el valor de las métricas y el promedio general del índice para cada una de las cuencas estudiadas

(cuenca del Río Negro 68 sitios, Santa Lucía 33, Río de la Plata 31, Río Uruguay 6, Laguna Merín 3 y Arroyo Maldonado 3).

Representatividad

La correlación del protocolo visual con distintas métricas, resulta un esquema bastante abordado a la hora de evaluar la representatividad de los datos utilizando los resultados del relevamiento visual, como *proxi* de otros parámetros (Sawyer et al., 2004, Crespo & Ramírez, 2011). Mediante análisis exploratorios y de agrupamiento se buscó relacionar el valor de las métricas y del índice final, con datos cuantitativos de la calidad del agua y usos del suelo (Rodríguez & Ramírez, 2014).

Calidad del agua

Para el análisis de la relación entre calidad de agua y los valores del protocolo se generó información para el total de sitios. Como *proxi* de la calidad del agua se emplearon las concentraciones de Fósforo y Nitrógeno totales ($\mu\text{gPT/L}$ y $\mu\text{gNT/L}$). La elección de estos parámetros se basa en los estudios realizados a nivel nacional e internacional, que demuestran el estrecho vínculo que existe entre los usos del suelo, particularmente las actividades agrícolas y urbanas, con relación a la concentración de ambos parámetros (Chalar et al., 2013; Benejam, 2015; Goyenola, 2015; Walsh et al., 2005; Moss, 2008). Siendo este un indicador de la intensificación del uso del suelo.

Las muestras de agua se colectaron sub-superficialmente en botellas plásticas las cuales se reservaron en frío hasta su determinación en laboratorio. El procedimiento para analizar el contenido de Fósforo y Nitrógeno total, se realizó a través de la oxidación con una solución de persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio siguiendo el protocolo de Valderrama (1981). Dichos análisis fueron realizados en las instalaciones del CURE en Maldonado.

Para el análisis de datos se realizó un Análisis de Componente Principal (ACP) empleando los valores de cada métrica y datos de concentración de fósforo total ($\mu\text{gPT/L}$), evaluado para el total de sitios. En este análisis se incluyó el valor del índice final del protocolo, el cual fue representado con sus colores correspondientes. Por último, se realizó una regresión lineal (log-log) entre los valores del índice final y la concentración de fosforo total ($\mu\text{gPT/L}$), donde se incluyeron diferentes grupos de arroyos según el área de cuenca (tamaño en hectáreas).

Usos del suelo

Para el análisis de la relación entre los usos del suelo y los valores del protocolo, se trabajó con el porcentaje de los diferentes usos del suelo en la cuenca de

drenaje correspondiente a cada sitio seleccionado (Clapcott, 2015; Giatas, 2016).

En este caso se trabajó con un sub set de 69 arroyos, la información de los usos del suelo a nivel de cuenca fue proporcionada en el marco de la tesis de Maestría “Factores ambientales que modulan la productividad secundaria de peces en arroyos del Uruguay” para un total de 29 sitios (Tesitore, 2020). Para el resto de los sitios (40) la información fue proporcionada en el marco del proyecto Redd+ específicamente del componente 4 “Beneficios múltiples del Bosque Nativo”. En el primer caso los usos del suelo fueron extraídos del Sistema de información territorial (<https://sit.mvotma.gub.uy/sit/>) para el año 2015. Mientras que, para el segundo set de datos, las coberturas de usos se descargaron imágenes del Landsat 8 level 1 para el año 2020. En ambos casos se emplearon las herramientas del software QGis, donde se realizó el cálculo de áreas para cada uno de los usos del suelo dentro de las cuencas, obteniendo el área en hectáreas y su porcentaje de cobertura con respecto a la superficie de la cuenca para las categorías: suelo agrícola, forestal, urbano y ganadero.

El análisis de los datos consistió en correlacionar la información de los usos del suelo, y el protocolo visual a través de ACP, incluyendo, grupos de arroyos según el área de cuenca (tamaño en hectáreas). Posteriormente, mediante una regresión lineal se buscó correlacionar los valores del componente 1 del análisis anterior, con el valor del índice para los sitios seleccionados. Por último, se correlacionaron los usos, las métricas del protocolo y la información de calidad de agua (fosforo y nitrógeno total), a través de un ACP, para explorar la existencia de posibles relaciones entre las métricas y las diferentes categorías de usos del suelo.

RESULTADOS

Selección de las métricas y rangos de puntuación

Se tomó como principal referencia para la selección de las métricas el SVAP (Bjorkland et al., 2001) considerando que este es el método que se emplea con mayor frecuencia, tanto en su aplicación como en proceso de adaptación (Urtado, 2020). De las 15 métricas que emplea este método, se seleccionaron 8 y se agregaron 2 provenientes de otros protocolos. Esta selección se realizó en primera instancia considerando las métricas que son utilizadas con mayor frecuencia en 15 protocolos de monitoreo visual, los cuales se basan en el SVAP (Urtado, 2020). De las métricas que no fueron incluidas, se destacan aquellas relacionadas con la disponibilidad de hábitat para la fauna acuática (macroinvertebrados y peces). Estas fueron descartadas ya que existe escasa información que relacione la heterogeneidad de hábitat y la diversidad acuática en nuestro país. Tomando en consideración otros protocolos de evaluación, se agregaron las métricas residuos y ocupación de la planicie de inundación. El

listado de las diez métricas se presenta en la tabla 2, donde a su vez se describe el significado de cada una de ellas, y concretamente que se evalúa.

El proceso de selección de las métricas, además implicó la búsqueda exhaustiva de información, respecto a la relevancia que cada una de estas métricas tiene sobre la calidad del ambiente considerando procesos y estructuras que sostienen un adecuado funcionamiento del ecosistema. Para ello fueron considerados de importancia los conceptos de integridad/salud ecológica, que es el marco conceptual en el cual se basa el SVAP. La información extraída de este proceso, fue resumida y sistematizada en el material de campo empleado para las instancias de monitoreo (Anexo 2).

Tabla 2. Métricas empleadas en el protocolo visual y su significado.

1. OCUPACION DE LA PLANCIE	Evalúa los distintos usos del suelo que pueden tener lugar en la planicie de inundación del curso de agua y que de una forma u otra afectan la salud del ecosistema dependiendo de la presencia de bosque ribereño.
2. CANTIDAD DEL ÁREA RIBEREÑA	Estima el ancho del área de vegetación ribereña en relación al ancho del cauce. El ancho de la zona ribereña se estima desde del canal activo hacia afuera donde termina el área natural de vegetación ribereña y otros usos del suelo comienzan.
3. CALIDAD DEL ÁREA RIBEREÑA	Evalúa la comunidad vegetal del bosque en términos de porcentaje de especies nativas/exóticas, así como también la densidad y estructura del bosque.
4. CONDICIÓN DEL BANCO	Evalúa la condición del banco en función de distintos indicadores visuales que aportan una lectura de su estado y que tienen que ver con el proceso de erosión en las márgenes (protección por parte de la vegetación u otros elementos naturales, grietas, raíces expuestas, secciones del banco cayendo en el canal, entre otros).
5. CONDICIÓN DEL CANAL	Evalúa la condición del canal en función de dos procesos de ajustes en el canal, sedimentación (deposición de sedimentos en el lecho, aumento de su elevación) incisión (profundización del lecho, caída de la elevación del lecho) haciendo puntual énfasis en la conexión del cauce con su planicie de inundación.
6. PRESENCIA DE MEANDROS, POZONES Y CORREDERAS	Evalúa la heterogeneidad de hábitat en función de la presencia de meandros y la alternancia de pozones y correderas.
7. EFLUENTES	Evalúa la presencia de efluentes en función de dos indicadores, el acceso del ganado al curso de agua y la presencia de tuberías para la descarga de efluentes, así como de aguas residuales.
8. APARIENCIA DEL AGUA	Evalúa la apariencia del agua en función de la turbidez (profundidad con la que un objeto puede ser visible en el agua) y el color que presenta el agua.
9. ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES	Evalúa el enriquecimiento de nutrientes en función del crecimiento de plantas acuáticas (macrófitas) o bien por la presencia de algas filamentosas en el canal.
10. AUSENCIA DE RESIDUOS	Evalúa la presencia o no de residuos tanto en el canal como en las márgenes (bancos laterales).

El rango de puntuación establecido para valorar cada una de las métricas, emplea los siguientes valores ordenados de mayor a menor calidad: 7, 5, 3 y 1.

El rango empleado, se corresponde con el que utilizó la primera versión del SVAP al igual que el rango de puntuaciones del índice (Bjorkland et al., 2001) (Tabla 3).

Tabla 3. Índice de calidad ambiental del protocolo visual calculado como el promedio entre el puntaje de cada métrica y el número de métricas evaluadas.

RANGOS DE PUNTAJE	CLASIFICACIÓN
1 - 2.9	MALA
3 - 3.9	REGULAR
4 - 4.9	REGULAR BUENA
5 - 5.9	BUENA
6 - 7	MUY BUENA

Monitoreo participativo y estudio de la confiabilidad

Se analizó la variabilidad de las puntuaciones entre quienes aplicaron el protocolo, empleando los coeficientes de variación como se muestra el siguiente gráfico (grafico 4). A partir de este análisis se pudo observar que las métricas que presentaron mayor variabilidad entre usuarios fueron: *cantidad del área ribereña* y *calidad del área ribereña*.

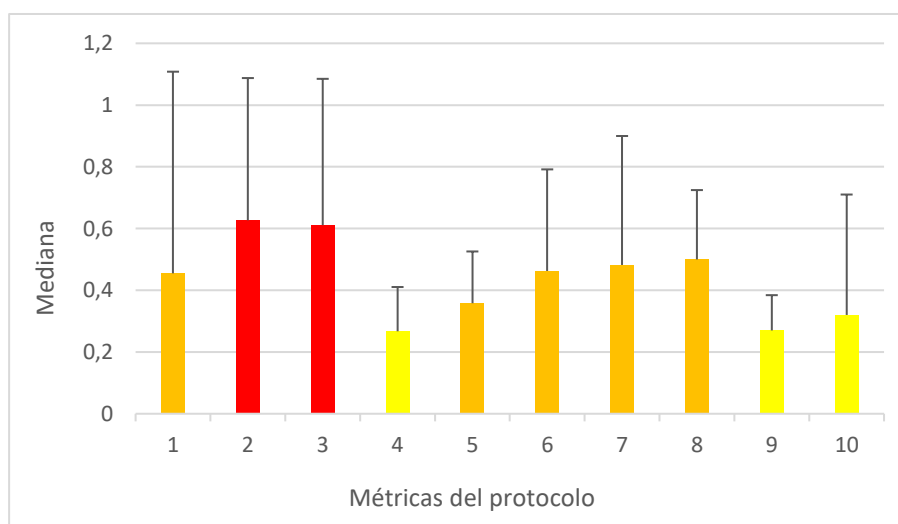


Figura 4. Mediana y desvío estándar de los coeficientes de variación integrando el total de sitios para las 10 métricas. **1.** *Ocupación de la planicie* **2.** *Cantidad del área ribereña* **3.** *Calidad del área ribereña* **4.** *Condición del banco* **5.** *Condición del canal* **6.** *Meandros, pozones y correderas* **7.** *Presencia de efluentes* **8.** *Apariencia del agua* **9.** *Enriquecimiento de nutrientes* **10.** *Ausencia de Residuos*.

De los cuestionarios realizados en las instancias de monitoreo, los participantes expresaron que las principales dificultades que derivan del uso del método, se

asocian con la escasa práctica en relación a la implementación de este tipo de metodologías, lo cual es visto como una limitante desde su perspectiva. Dentro de las métricas que presentaron mayor dificultad al momento de realizar la evaluación, se destacan aquellas que evalúan la cantidad y la calidad del bosque ribereño. También se menciona la dificultad para identificar y delimitar el área inundable (planicie de inundación). Por último, se afirma una buena disposición para implementar este tipo de metodologías.

Aplicación del protocolo

La aplicación del protocolo en el área de estudio, permitió conocer la condición ambiental de arroyos y cañadas en las principales cuencas del país (Anexo 4). Para representar esto, se calculó el valor del índice para el total de sitios y se clasificó su calidad, según los rangos establecidos. Un 3,8% presentan una clasificación de muy buena calidad, 25% buena, 33,7% regular buena, 24% regular y 13,5 mala (figura 5).

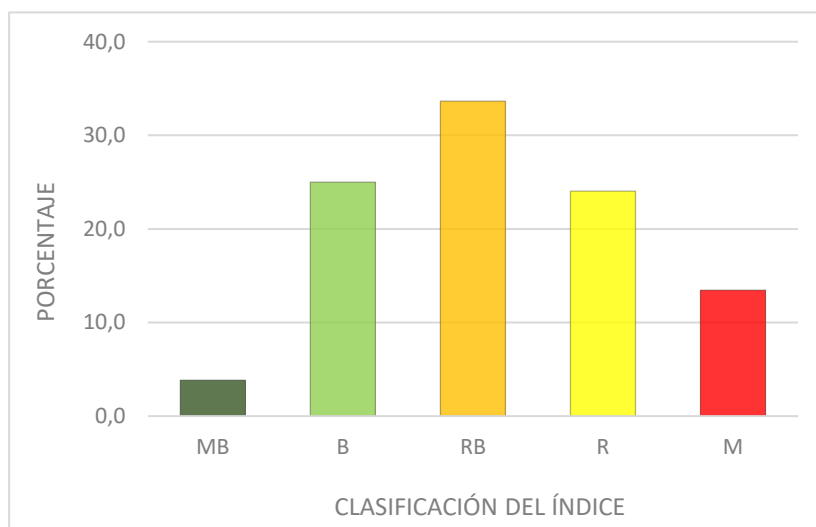


Figura 5. Porcentaje de sitios según la clasificación propuesta en el índice. (MB) muy bueno. (B) Bueno. (RB) Regular bueno. (R) Regular. (M) Mala.

Estudio de la representatividad: usos del suelo

El primer ACP realizado incluye los usos del suelo y los valores del índice para evaluar si existen agrupaciones claras entre los valores del protocolo y los diferentes usos del suelo. Se observó que los sitios con predominancia ya sea de uso del suelo ganadero o agrícola, están asociados a una mezcla de sitios con valores de mala y buena calidad, haciendo que no se observe un patrón entre usos del suelo y valores del índice (figura 6). Para el mismo set de datos, se seleccionaron solamente aquellos sitios con una extensión de cuenca de menores a 2000 (23 sitios) hectáreas y mayores a 2000 (46 sitios) y se realizó el mismo ACP. En el caso de arroyos menores a 2000 hectáreas, se observa como

los sitios de menor tamaño presentan una peor calidad ambiental, siendo en el caso de la categoría cultivos, donde se corresponden los sitios de menor puntaje. Mientras que, en el caso de las cuencas de mayores tamaños, los sitios presentan mejor calidad ambiental, y se distribuyen de manera uniforme en relación a los usos. En ambos casos el componente 1 explica alrededor del 80% de la variabilidad.

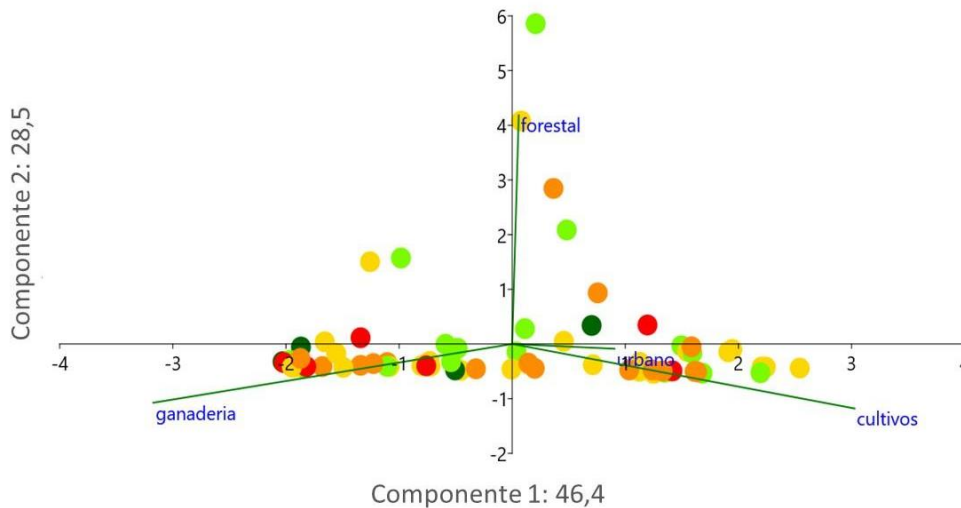


Figura 6. Análisis de componente principal considerando el porcentaje de usos del suelo y el valor del índice para cada sitio evaluado.

En la salida gráfica del ACP se puede observar que el componente principal 1 del ACP (PC1) está relacionado al gradiente ganadería (valores negativos del PC1) y agricultura (valores positivos del PC1), y explica el 46,4% de la variabilidad entre sitios. El análisis de regresión entre el PC1 y los valores obtenidos del índice no fueron significativos ($r^2=0,002$ y $p=0,67$) (figura 7).

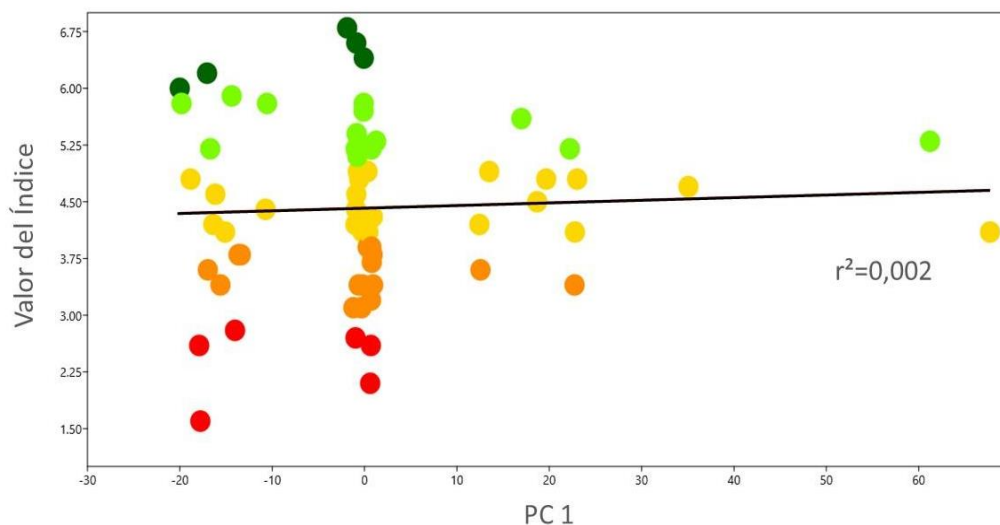


Figura 7. Regresión lineal entre el componente principal 1 (PC1) y el valor del índice.

El análisis del ACP para evaluar si existe una agrupación entre los valores del protocolo con las diferentes métricas, nutrientes en agua y los usos del suelo (figura 8), muestra como la concentración de nutrientes se asocia con las categorías de usos del suelo urbano y cultivos. También se observa a la ganadería en la dirección opuesta a los nutrientes, lo que implica que esta categoría, se asocia a bajos niveles de concentración de nutrientes. En lo que refiere al protocolo y sus métricas, la ganadería se asocia con la métrica *enriquecimiento de nutrientes*, valorada por la presencia de macrófitas y algas. Lo mismo sucede con la *apariencia del agua*, ambas métricas indicadoras de la condición del agua. Vale aclarar que para la lectura del ACP debemos considerar que, en el caso de las métricas, el aumento del valor indica buena calidad, por lo que existe una concordancia entre los valores obtenidos para dicha métrica y los valores de nutrientes medidos en agua. Sin embargo, el análisis de regresión mostró una relación no significativa entre el % de área de cuenca ocupada por agricultura ($r^2=0,039$ $p=0,10$), y la métrica *enriquecimiento de nutrientes*, lo mismo ocurrió con el porcentaje de usos ganaderos ($r^2=0,055$ $p=0,05$).

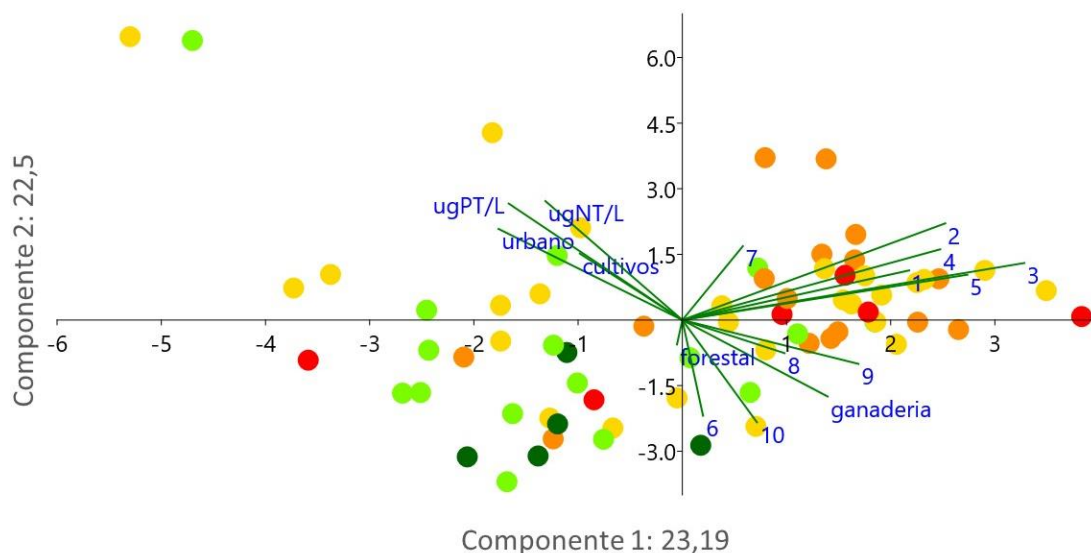


Figura 8. Análisis de componente principal entre las métricas del protocolo, los porcentajes de las categorías de suelo (agrícola, ganadero, forestal y urbano) y los indicadores de calidad de agua fosforo y nitrógeno total. **1.** Ocupación de la planicie **2.** Cantidad del área ribereña **3.** Calidad del área ribereña **4.** Condición del banco **5.** Condición del canal **6.** Meandros, pozones y correderas **7.** Presencia de efluentes **8.** Apariencia del agua **9.** Enriquecimiento de nutrientes **10.** Ausencia de Residuos.

Estudio de la representatividad: calidad de agua

El ACP realizado considerando los valores de cada métrica y la concentración de fósforo total en agua ($\mu\text{gPT/L}$), muestra como los dos ejes principales explican el 59,6% del total de la variación, donde existe un gradiente de deterioro ambiental que va de los sitios de menor calidad (rojo) asociado a valores altos

en la concentración de fósforo, y los sitios de mejor calidad (verdes) vinculados con valores altos en las métricas del protocolo (buena calidad).

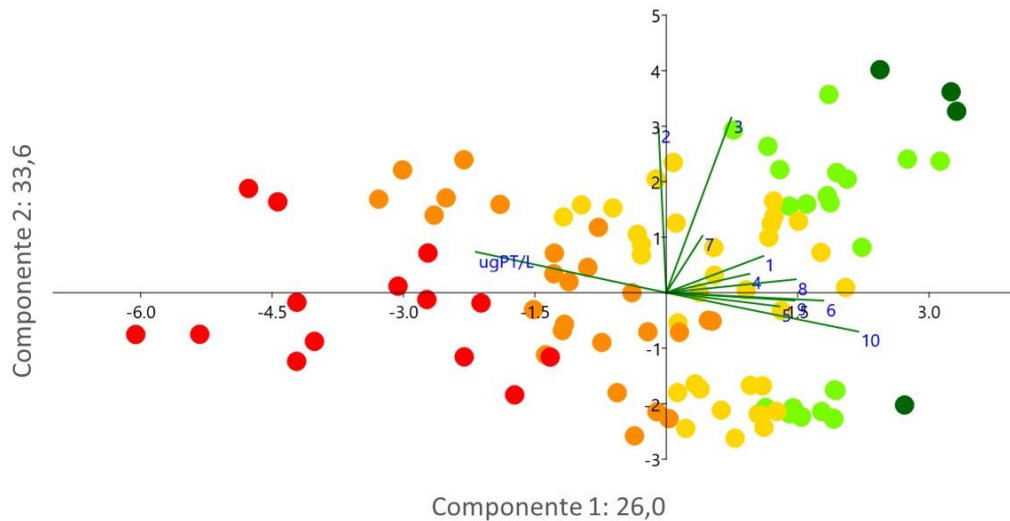


Figura 9. Análisis de componente principal integrando el total de métricas del protocolo, la concentración de fósforo ($\mu\text{gPT/L}$) y el valor del índice, representado con colores. **1.** Ocupación de la planicie **2.** Cantidad del área ribereña **3.** Calidad del área ribereña **4.** Condición del banco **5.** Condición del canal **6.** Meandros, pozones y correderas **7.** Presencia de efluentes **8.** Apariencia del agua **9.** Enriquecimiento de nutrientes **10.** Ausencia de Residuos.

El modelo lineal utilizado (regresión lineal) entre los valores del índice y la concentración de fósforo (relación Log-Log) para el total de sitios muestra una correlación negativa, en decir, a medida que aumenta la concentración de fósforo, los valores del índice decrecen (figura 10). En este caso es posible observar como la concentración de fósforo explica un 17% de la variabilidad del índice ($r^2=0,17$, $p<0.00001$). En este análisis el área de las cuencas abarca desde 57 a 18571 hectáreas

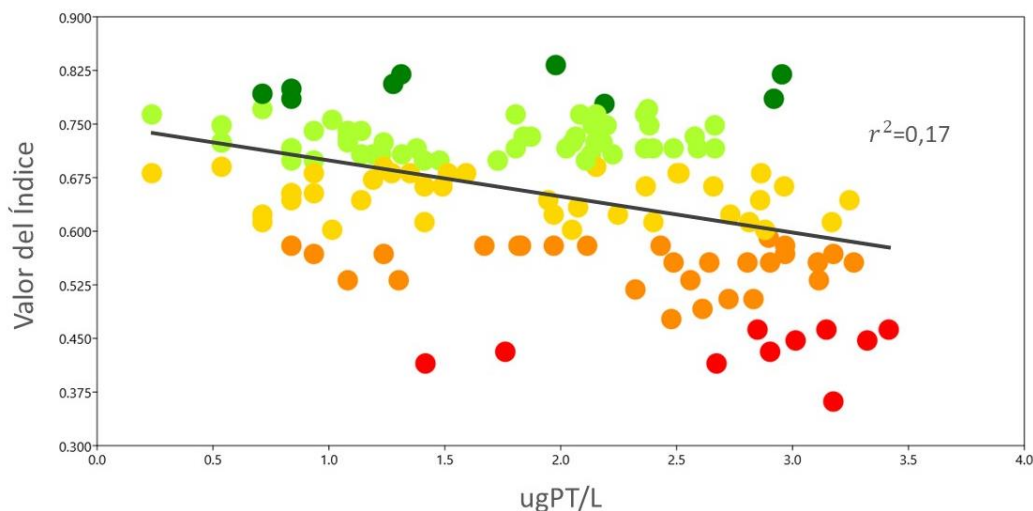


Figura 10. Regresión lineal entre la concentración de fósforo ($\mu\text{gPT/L}$) y el valor del índice para el total de sitios.

Por otra parte, se realizó el mismo análisis evaluando el posible efecto del tamaño de las cuencas. Para ello se seleccionaron tres grupos de arroyos con tamaños de cuenca hasta 1000 (74 sitios), 1500 (84 sitios), y 2000 hectáreas (94 sitios). En los tres casos, se observa el mismo patrón al observado para el total de los sitios, una correlación negativa entre ambos parámetros. En este análisis se pudo observar una mejora importante en el porcentaje de la variabilidad de los valores del protocolo, explicados por la concentración de fósforo. En los tres casos se observa una regresión significativa que explica casi el 40% de la variabilidad del índice (área 10000, $r^2=0.39$, $p<0.0001$; área 15000, $r^2=0.38$, $p<0.0001$; área 20000, $r^2=0.39$, $p<0.0001$, figura 11). En el caso de los arroyos con áreas de cuenca mayores a 2000 hectáreas (47 arroyos) la regresión entre los valores del índice y la concentración de fósforo no fue significativa ($p=0,64$) (figura 12).

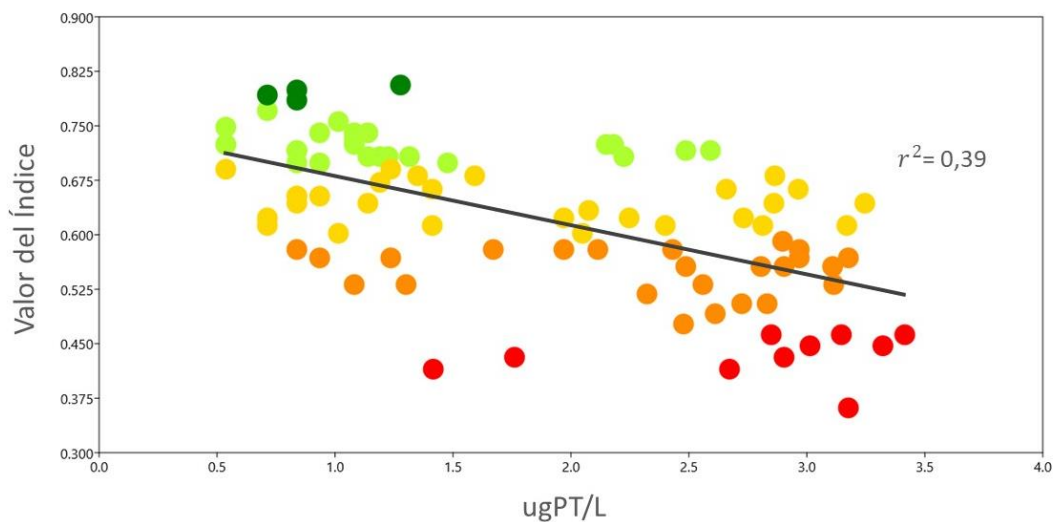


Figura 11. Regresión lineal entre la concentración de fósforo ($\mu\text{gPT/L}$) y el valor del índice para sitios con cuencas menores a 2000 hectáreas.

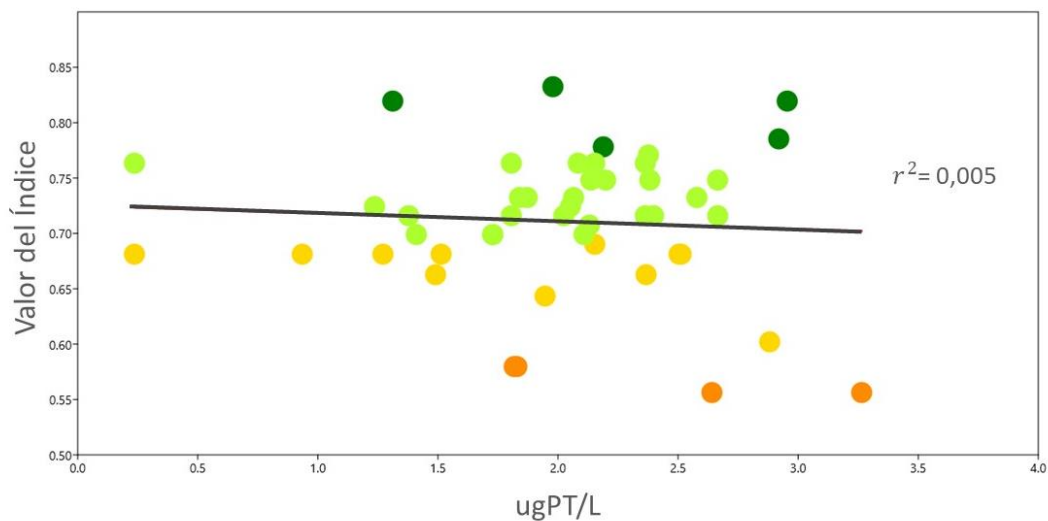


Figura 12. Regresión lineal entre la concentración de fósforo ($\mu\text{gPT/L}$) y el valor del índice para sitios con cuencas mayores a 2000 hectáreas.

DISCUSIÓN

La experiencia de poner a prueba el protocolo visual, involucró un proceso extenso de revisión bibliográfica y aplicación en campo de la metodología, donde participaron una diversidad de actores, en las distintas etapas de trabajo. Las instancias de monitoreo participativo en conjunto con actores institucionales y de la comunidad, resultó un punto relevante para entender cuáles fueron las áreas problemáticas del protocolo, que necesitaron ser puestas en discusión. Por otro lado, la evaluación exhaustiva de arroyos ubicados en diferentes partes del territorio, permitió conocer la calidad ambiental de los sitios, tomando contacto con las principales problemáticas que caracterizan a arroyos y cañadas; así como las diversas expresiones del ecosistema a un nivel de tramo.

Confiabilidad

De los resultados del cuestionario que se realizó al finalizar las jornadas de monitoreo participativo, se pudieron observar algunas generalidades respecto a las respuestas más frecuentes. Por un lado, se vio una buena disposición de todos los participantes en poder aplicar esta metodología en diferentes contextos. Se entiende que existe una demanda por generar más ámbitos de involucramiento ciudadano, que permitan construir conocimiento y transferir herramientas que aporten en la identificación de problemáticas y la toma de decisión. Se destacó en términos generales la facilidad del método, y la claridad en la mayoría de sus elementos. Se recomendó que las instancias de entrenamiento fueran más largas, con un soporte gráfico más extenso, en relación a las diferentes valoraciones que pueden realizarse con el protocolo.

En este sentido, se considera relevante la inclusión de un mayor número de sitios a la hora de realizar los entrenamientos. Ya que la puesta en práctica permite integrar los conocimientos adquiridos en la instancia teórica, facilitando el entendimiento en relación al del gradiente de deterioro y sus puntajes asociados (Hannaford et al., 1997)

Evaluar las diferentes expresiones del ambiente a lo largo de la cuenca, puede favorecer el entendimiento y la consistencia de los resultados. Este aspecto, ya fue expuesto en otras investigaciones, al comparar los resultados de evaluaciones realizadas por observadores con y sin entrenamiento, concluyendo que el entrenamiento reduce la variabilidad de los resultados (Hogle et al., 1993; Hannaford et al., 1997; Clapcott, 2015).

Las métricas que presentaron mayor dificultad según el cuestionario fueron las que evalúan la cantidad y la calidad del bosque ribereño. En este caso, se entiende que la raíz de dicha dificultad se asocia en parte, al enfoque que se eligió para evaluar estas métricas, el cual debe ser revisado, y será discutido más adelante.

Otra de las dificultades mencionadas en el cuestionario, fue la identificación de la planicie de inundación, o área inundable del tramo a evaluar. En este caso, dicha dificultad se vincula con la posibilidad de encontrar tramos de arroyos donde las estructuras laterales del cauce se vieron modificadas por acción antrópica, lo que podría constituir una limitante a la hora de identificar este elemento en sitios urbanos.

La métrica apariencia del agua también fue mencionada en el cuestionario como difícil de evaluar. En este caso, se destaca que está ya ha sido considerada como una de las métricas que presenta mayor sesgo y variabilidad (Jernigan & Liles, 2010; Bjorkland et al., 2001). Además de esto, la influencia que representan algunos factores ambientales como las precipitaciones, el tipo de suelo y su composición mineral respecto a las condiciones observadas, pone en cuestión la variabilidad intrínseca de este indicador.

En referencia al estudio *cuantitativo* de la confiabilidad del protocolo visual, este ha demostrado que las métricas que presentaron mayor variabilidad refieren a la calidad y cantidad del bosque ribereño, y la presencia de meandros, pozones y correderas. Lo que se expresa a través de los valores de los desvíos estándar, y que se asemeja con la información *cualitativa* extraída del cuestionario (específicamente en las métricas de bosque).

Es importante mencionar, que el estudio de la confiabilidad complementa los análisis del resto de los componentes estudiados (usos del suelo y calidad del agua) siendo un factor relevante en la selección de las métricas, pero no el único. La variabilidad es un componente que se encuentra presente en todos los protocolos de monitoreo (Green, 1984; Frissell & Bayles, 1996) y puede provenir de tres fuentes: la heterogeneidad ambiental, la varianza del muestreo y el error de medición (Ramsey et al., 1992; Clark et al., 1996). Varios estudios coinciden en la relevancia de este tipo de análisis, sin embargo, algunos concuerdan en que es muy difícil disminuir completamente las fuentes de variación (Roper et al., 2002; Roper et al., 2010). La variabilidad no puede ser una medida única en la que estrictamente se centre la selección de las métricas, sino que también se debe incluir una comprensión de cuán relevante es el atributo (por ejemplo, para la biota acuática); qué tan rápido puede cambiar el atributo y cómo la gestión y el uso del suelo pueden alterarlo (Robison, 1997; Bauer & Ralph, 2001; Montgomery & Mac Donald, 2002). Considerando la relevancia que implica cada una de estas métricas en la valoración de la calidad del ecosistema, se han encontrado diferentes argumentos que podrían sostener la posibilidad de modificar o bien descartar, alguna de ellas.

Heterogeneidad ambiental y variabilidad en las métricas

Vegetación ribereña

En el caso de las métricas del bosque, se entiende que su variación se da principalmente por dos cuestiones: por un lado, relacionado al desconocimiento y la dificultad que implica la identificación de especies arbóreas nativas y/o exóticas. Por otro lado, a la falta de información detallada respecto a las características de los bosques ribereños y sus diferentes expresiones, en relación con su fisionomía (Brazeiro, 2018). Un ejemplo de esto tiene que ver con reconocer si la vegetación que crece “naturalmente” es o no, producto de una intervención o modificación antrópica. Esto se da en el caso de arroyos con escaso o nulo desarrollo de un estrato arbóreo y/o arbustivo, y predominancia de otro tipo de formaciones vegetales, donde es difícil discernir si el bosque fue talado, y por lo tanto representa un deterioro, o si nunca existió.

Este aspecto, también fue resaltado por los observadores técnicos que aplicaron el protocolo, quienes consideraron este punto como una limitante a la hora de realizar la evaluación. A partir de esto, surge la necesidad de generar información que permita discriminar si existen zonas particulares del territorio que se caracterizan por su falta natural de bosque ribereño.

La variabilidad y heterogeneidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, es uno de los elementos que más complejiza la definición de las métricas. La existencia de un efecto local determinante sobre esta heterogeneidad, hace más difícil la determinación de los rangos de calidad. Sin embargo, esto no anula el hecho de poder establecer adecuadamente el gradiente de deterioro respecto a los puntajes asignados. Sobre esto radica el desafío de poder caracterizar adecuadamente estados intermedios de calidad, de manera de evitar sesgos de la evaluación. Este aspecto ya ha sido mencionado en otros estudios, donde sitios moderadamente deteriorados pueden producir resultados menos consistentes que en el caso de tramos obviamente prístinos u obviamente degradados (Hannaford et al., 1997; Esselman, 2001). Por ejemplo, esto lo pudimos apreciar en uno de los sitios de prueba analizados por varias personas en Montevideo, donde la variación entre observadores fue cero, debido a que este arroyo se encontraba en un extremo claro de deterioro para las diferentes métricas del protocolo.

Dado la relevancia que implica la valoración del estado del bosque ribereño en cuanto al funcionamiento del ecosistema (Gregorey et al., 1991; Munné et al., 2003), se recomienda modificar el enfoque que presentan estos dos indicadores. Para ello, puede resultar de utilidad considerar aquellos métodos que se enfocan específicamente en la evaluación del bosque ribereño (Munné et al., 2003; Magdaleno et al., 2010; Gonzalez del Tánago et al., 2006). Los cuales como métodos especializados aportan una visión más amplia, donde se muestran algunos ejemplos interesantes como posibles abordajes. Sobre este punto se

entiende que la adaptación de las métricas de bosque, podría implicar un proceso de evaluación las condiciones de referencia de la vegetación, o el estudio y la identificación de los tipos de bosques que se desarrollan en determinada área (Gonzales del Tángo & Jalón, 2006).

Otro aspecto que no debe ser excluido es lo referente a la composición del bosque ribereño, es decir a la identificación de las especies vegetales. Ya que la identidad de las especies es un indicador relevante sobre el estado invasión o naturalidad de los bosques (Munné et al., 2003) se considera que no puede ser excluido de la evaluación. En función de esto se propone facilitar en el material de campo, un listado de las especies invasoras más frecuentes, e incluir en las instancias de entrenamiento más información que aporte a la identificación de las mismas.

En términos generales para el actual protocolo los usuarios podrían excluir la métrica de bosque en el caso que existan muchas dudas, y quizás se deba pensar en un protocolo adicional, específico para la evaluación del bosque, lo cual implicaría un mayor conocimiento técnico.

Heterogeneidad del hábitat acuático

Para el caso de la métrica meandros, pozones y correderas, se han encontrado algunos puntos débiles- que como en el caso anterior- se relacionan con la heterogeneidad del hábitat, en este caso de la estructura del lecho y el cauce. En el caso particular de los arroyos evaluados, se entiende que la evaluación del hábitat acuático propuesta no se vincula con las características que generalmente se encuentran en los arroyos de nuestro país. Lo que en términos generales no implica únicamente, la presencia de correderas (rápidos) y pozones (zonas de aguas profundas).

Este aspecto también refiere a una brecha en la terminología utilizada para describir las unidades geomórficas en la mayoría de los estudios del hábitat, en comparación con los avances académicos que se han desarrollado en el último tiempo; sumado a que la mayoría de los métodos de evaluación fueron generados con anterioridad, lo que denota una necesidad de actualización de la terminología pozones y correderas (Belletti et al., 2015). Como consecuencia, se obtiene un análisis incompleto de la amplia variedad de estructuras del lecho que se encuentran en arroyos de pendiente, o bien de planicie, donde las particularidades del sedimento determinan un mosaico de unidades geomórficas que son difíciles de calificar únicamente como pozones y correderas (Palmer & Poff, 1997; Winemiller et al., 2010).

En el contexto de nuestro país, este aspecto resulta relevante dada la escasa información que existe sobre las diferentes tipologías de ecosistemas fluviales, y la heterogeneidad del hábitat, visto desde su relevancia para la fauna acuática (Teixeira de Mello, 2015). En este sentido, se plantea necesario descartar la

métrica pozones y correderas, dado que aún se requiere más información para poder definir adecuadamente el alcance de la misma.

En el caso de estas métricas -tanto las relacionadas con la evaluación del bosque ribereño, como aquellas que evalúan la heterogeneidad del hábitat acuático- se considera sustantivo tomar en consideración los tipos de hábitats (acuático o terrestre) del área de estudio, con la finalidad de exponer adecuadamente el rango de condiciones que se espera encontrar (Hannaford et al., 1997; Esselman, 2001; Bjorkland et al., 2001). Este punto resulta una limitante en nuestro caso de estudio, dado que no existen estudios vinculados a lo anterior, en referencia a la existencia de un sistema de clasificación de los sistemas fluviales, como base para la generación de metodologías de monitoreo. Gran parte de los métodos que siguen un esquema similar al de los protocolos visuales, han sido generados considerando las condiciones de referencia de distintos tipos de hábitat que se encuentran en una región determinada, lo que de cierta manera hace a la robustez del método, e implica un proceso extenso de trabajo y recopilación de información (Gonzalez del Tánago & Garcia de Jalón, 2006; Fernández et al., 2011; Belletti et al., 2015). En este sentido, el protocolo podría ser empleado como una herramienta de obtención de información que aporte a la clasificación de los sistemas fluviales.

Representatividad

Usos del suelo

El estudio de la representatividad del protocolo visual a través de la correlación con información de usos del suelo, resulta un enfoque poco abordado en las diferentes experiencias de validación y adaptación de metodologías de evaluación rápida (Urtado, 2020). Algunos trabajos han considerado la influencia de los usos del suelo sobre la calidad ambiental de arroyos, comparando los usos predominantes en las cuencas de estudio y los datos generados con el protocolo visual (Esselman, 2001; Clapcott, 2015; Giatas, 2016). En otro caso, se han correlacionado los datos generados con el protocolo visual y los usos del suelo, con la intención de emplear los usos como predictor de la calidad ambiental (Fyock, 2008). En nuestro caso se ha observado que no existe una correlación entre los porcentajes de usos del suelo y los datos generados con el protocolo visual.

Esto puede vincularse con la posibilidad de que los usos del suelo a nivel de cuenca no afectan de manera similar, múltiples tramos de un arroyo. Por ejemplo, pueden existir arroyos con elevado porcentaje de uso agrícola, pero una buena calidad a nivel de tramo. Es decir, no necesariamente ambas escalas espaciales tienen que estar correlacionadas.

Calidad del agua

Los datos de la correlación con los indicadores de calidad de agua, revelan que el protocolo visual puede servir como proxy de la calidad de agua del ecosistema, con una explicación de la variabilidad en nuestro caso sorprendentemente alta, para el caso de arroyos de menor tamaño. Si bien evaluar la calidad del agua, y emplear el protocolo visual implican la integración de escalas espaciales y temporales muy diferentes en lo que respecta a variaciones del ambiente, emplear el protocolo como una primera aproximación de diagnóstico -sabiendo que este refleja la calidad del agua- podría en algunos apoyar programas de monitoreo más extensos. En este sentido cabe resaltar que la inclusión de cuencas mayores a 2000 hectáreas genera una reducción de la predictibilidad entre el protocolo y los valores de fósforo en agua. Este aspecto, también podría vincularse con el hecho de que la herramienta ha sido diseñada para evaluar cursos de agua pequeños. Emplear ambos análisis para la generación de información ambiental, puede mejorar la comprensión de la relación entre ambas metodologías, y las escalas espaciales que cada una aborda.

Consideraciones finales: protocolos visuales en el contexto de la gestión ambiental

La experiencia de este trabajo generó como principal resultado un manual de campo que sirve como base para realizar el monitoreo a escala de tramos en arroyos del país. La posible adaptación del método a condiciones particulares de nuestro territorio resulta un ejercicio relevante, para evaluar si el método refleja de manera adecuada las condiciones de ambientes particulares.

El estudio a escala local de los sitios mostró que el protocolo no necesariamente refleja los usos de suelo de la cuenca. Este aspecto puede ser estudiado de manera más profunda, tomando sitios de cuencas pequeñas con usos del suelo predominantes y evaluar las posibles correlaciones. La selección de sitios realizada en este trabajo, no considero tales aspectos. Por otro lado, la correlación con los datos de calidad del agua si aportaron positivamente a la robustez del método

La valoración positiva del método, como puente entre distintos intereses – el de la comunidad interesada en la conservación de los ecosistemas, las instituciones con competencia en la gestión del ambiente, y la academia- plantea una diversidad de contextos donde la metodología propuesta, orienta la toma de decisiones en materia ambiental, a través del monitoreo participativo. La experiencia muestra que estos protocolos muchas veces son usados a lo largo del tiempo en un mismo punto de modo de evaluar los cambios que pueda sufrir el sistema, como respuesta a una determinada intervención (Team, 2003; Teels et al., 2006; Obropta & Yergeau, 2011; Galindo et al., 2014).

En la actualidad, la multiplicidad de enfoques con relación al monitoreo participativo de arroyos (Schlee, 2012; Giatas et al., 2016; Vlami et al., 2019) son

la respuesta a una demanda social latente vinculada a la necesidad de participar en los procesos de toma de decisión, considerando el monitoreo, como un elemento sustancial en los ciclos de gestión adaptativa (Colfer, 2005; Guijt, 2007). Este punto se fundamenta en la aceptación generalizada de que el proceso de toma de decisiones en materia de política ambiental, debe incluir el diálogo permanente entre aquellos actores que tienen intereses legítimos, o bien, se sienten comprometidos en la búsqueda de soluciones (Reed, 2008). Este tema no es ajeno a la realidad de nuestro país, donde en las últimas décadas se han generado distintos espacios de participación en la gestión del ambiente (Scarlato, 2001; Santandreu, 2007; Saravia, 2017; Goyenola & Urtado, 2020). A pesar de esto, frecuentemente los algunos ámbitos de participación tienden a ser espacios donde la ciudadanía es consultada, pero no necesariamente incluida al momento de tomar una decisión o en la identificación de las problemáticas. Lo que implica un gran sesgo cuando de problemas complejos se trata, asumiendo que las decisiones que se toman no son representativas del amplio conocimiento que hace a una coyuntura en particular, sumando a esto un alto grado de incertidumbre (Morrioni, 2019). Esta forma de abordar la participación muchas veces tiende a desgastar la voluntad social y debilitar la cultura de la participación. Los esfuerzos destinados en el intercambio y la búsqueda de soluciones de forma colectiva, muchas veces se ven anulados en el sentido que la decisión final recae sobre una persona o un ministerio. Lo que se ve reflejado en los ámbitos de carácter asesor, no vinculante, propuestos para la construcción de políticas públicas y otros instrumentos de participación ciudadana (Saravia, 2017; Santandreu, 2007).

Los ámbitos de gobierno dentro de una escala local han demostrado ser un campo fértil para la puesta en práctica de experiencias innovadoras en materia de gestión, lo que ha sido confirmado a través de distintas experiencias a nivel mundial (Heltberg, 2001; Salvador & Ramió, 2012). La posibilidad de trabajar a escala local, mediante el uso de un protocolo de evaluación visual, propone una guía para abordar los problemas desde el ámbito comunitario e institucional, como manera de acompañar el contexto de descentralización de las competencias de gobierno. Como ejemplo, las *redes de monitoreo ambiental colaborativo* proponen un marco que explora el papel potencial de las tecnologías de la información y la comunicación al servicio de la recopilación de información ambiental, a través del monitoreo voluntario, empleando una plataforma que permite visualizar los datos de manera abierta (Gouveia & Fonseca 2008). Este esquema, además de trabajar a un nivel local genera la posibilidad de abarcar escalas más amplias, a través del monitoreo en red para determinado territorio de interés, pudiendo generar una evaluación a nivel de cuenca (Buffington et al., 2003) e incluso a escala de paisaje (Woodsmith & Buffington, 1996; Kershner et al., 2004).

CONCLUSIONES

Múltiples argumentos han sido elaborados, como forma de dar sustento a la relevancia que toma el uso de este tipo de evaluaciones en el contexto de la gestión ambiental. Lo que ha sido discutido desde múltiples perspectivas que involucran: la participación, la ciencia ciudadana y la gestión adaptativa de los ecosistemas acuáticos. El SVAP es uno de los métodos más empleados en la literatura, adaptado e implementado en múltiples regiones de América Latina. La experiencia en nuestro país, proporciona un primer paso para la adaptación del método a las condiciones de nuestros ecosistemas, donde se generó información valiosa para futuras investigaciones. El proceso de validación del protocolo destaca algunos puntos débiles asociado a métricas particulares, y determinadas fortalezas que derivan de la buena correlación con la calidad de agua. Una de las principales limitantes del método radica en la falta de estudios detallados a nivel de la fisionomía de la vegetación ribereña, así como a los tipos de ecosistemas fluviales que podremos encontrar en nuestro país

De cierto modo, se considera que la robustez del método dependerá en cierta medida, del avance sobre estas líneas de investigación, lo que en paralelo permitirá una mejor adaptación de las distintas métricas, a las condiciones ambientales de los ecosistemas fluviales del Uruguay. Es importante considerar que el uso del protocolo también puede colaborar a la generación de información básica de nuestros sistemas y de esta manera poder ir ajustando las métricas de forma adaptativa a nuestros sistemas. Mediante esta información será posible integrar los diferentes factores ambientales y locales, que determinan las condiciones de referencia de los arroyos en nuestro país. Este punto podría expresarse en la generación de un sistema de clasificación de arroyos, el cual integre aspectos de la vegetación ribereña, y del ambiente, como ser: la pendiente, el orden del río, la estructura del sedimento; siendo estas variables relevantes en el funcionamiento del sistema.

Por otro lado, asumir que la incertidumbre inherente de los sistemas socioecológico condiciona la gestión de los ecosistemas, reafirma la importancia de generar bases de datos ambientales sólidas, que contribuyan a mejorar la calidad y efectividad de los procesos de gestión. En este sentido se resalta la relevancia de este método, como un recurso interesante, para dar respuesta a los vacíos de información que existen hoy en día en nuestro país.

Para finalizar, el reconocimiento generalizado de que los procesos abordados desde una participación profunda, configura escenarios más propicios para la gestión ambiental. Constituye un desafío que está siendo encaminado lentamente, mediante la implementación de distintos dispositivos normativos. La necesidad de estructurar nuestras prácticas de participación colectiva, mediante una guía metodológica que ordene e incluya objetivos en torno a los bienes comunes, genera mejores contextos que motiva a los actores ha encaminar procesos de trabajo colectivo, involucrando a técnicos del estado, la universidad y las instituciones educativas, comisiones de vecinos, y vecinos organizados.

BIBLIOGRAFÍA

Achkar, M., Domínguez, A., & Pesce, F. (2012). Cuenca del Río Santa Lucía–Uruguay. Aportes para la discusión ciudadana. Redes Amigos de la Tierra, Montevideo.

Achkar, M., Domínguez, A., & Pesce, F. (2013). Cuencas hidrográficas del Uruguay. Situación y Perspectivas ambientales y territoriales. Montevideo: Programa Uruguay Sustentable.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *An nu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.

Ballesteros, F., Pandan, M., Naddeo, V., &Belgiorno, V (2015). Customization of the stream visual assessment protocol (svap) to evaluate the ecological condition of a pollute driver: the case of sarnoriver, campagnaregion, Italy. International Conference on Environmental Science and Technology Rhodes, Greece, 3-5.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., &Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeablerivers. USEPA, Washington.

Bauer, S. B. & Ralph, S. C. (2001). Strengthening the use of aquatic habitat indicators in Clean Water Act programs. *Fisheries*, 26(6), 14-25.

Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A. D., Gurnell, A. M., &Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *EnvironmentalEarthSciences*, 73(5), 2079-2100.

Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E., Brucet, S. (2015). Assessing effects of change in land use on size-related variables offish in subtropical streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 547-556.

Bjorkland, R., Pringle, C. M., & Newton, B. (2001). A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environmental Monitoring and Assessment*, 68(2), 99-125.

Borthagaray, A. I., Teixeira-de Mello, F., Tesitore, G., Ortiz, E., Illarze, M., Pinelli, V., Urtado, L., Raftopoulos, P, González-Bergonzoni, I., Abades, S., Loureiro, M., &Arim, M. (2020). Community isolation drives lower fish biomass and species richness, but higher functional evenness, in a river metacommunity. *Freshwater Biology*, 65(12), 2081-2095.

Brazeiro, A. (2018). Bosques de Uruguay: Necesidades de investigación para la gestión sustentable y conservación. Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo: Facultad de Ciencias y Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, 12-16.

Buffington, J. M., Woodsmith, R. D., Booth, D. B., & Montgomery, D. R. (2003). Fluvial processes in Puget Soun drivers and the Pacific Northwest. *Restorationof Puget Soun drivers*. University of Washington Press, Seattle, 46-78.

Chalar, G., Delbene, L., González-Bergonzoni, I., & Arocena, R. (2013). Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicators*, 24, 582-588.

Clapcott, J. (2015). National rapid habitat assessment protocol development for streams and rivers (No. 2649). *CawthronReport*.

Clark, M. J., Laidlaw, M. C. A., Ryneveld, S. C., & Ward, M. I. (1996). Estimating sampling variance and local environmental heterogeneity for both known and estimated analytical variance. *Chemosphere* 32:1133-1151

Colfer, C. J. P. (2005). Implications of adaptive collaborative management for more equitable forest management. *Resources for the Future and CIFOR*, Washington and Bogor, 296-303.

Danielsen, F., Burgess, N. D., Balmford, A., Donald, P. F., Funder, M., Jones, J. P., ... & Child, B. (2009). Local participation in natural resource monitoring: a characterization of approaches. *Conservation biology*, 23(1), 31-42.

Dickinson, J. L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R. L., Martin, J., & Purcell, K. (2012). The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(6), 291-297.

Esselman, P. C. (2001). The Monkey River baseline study: basic and applied research for monitoring and assessment in southern Belize (Doctoral dissertation, University of Georgia)

Evans, K., & Guariguata, M. R. (2008). Participatory monitoring in tropical forest management: a review of tools, concepts and lessons learned. CIFOR.

Fernández, D., Barquin, J., & Raven, P. (2011). A review of river habitat characterization methods: indices vs. characterization protocols. *Limnetica*, 30(2), 0217-234.

Frissell, C. A. & Bayles, D. (1996). Ecosystem Management and the Conservation of Aquatic Biodiversity and Ecological Integrity. *Water Resources Bulletin* 32:229-240

Fyock, E. L. (2008). Using Geographical Information System (GIS)-based watershed characteristics to predict stream visual assessment scores (Doctoral dissertation, Rutgers University-Graduate School-New Brunswick).

Galindo, I., Constantino, I., Benavides, p., Montoya, E., & Rodríguez, N. (2014). Evaluación de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en quebradas de fincas cafeteras de Cundinamarca y Santander Colombia. *Revista Cenicafé* 63(1): 70-92.

García Préchac, F. (2008). Intensificación de la agricultura en el Uruguay desde inicios del siglo XXI, en medio de la crisis alimentaria global: Características del cambio de los sistemas de producción en términos de su sostenibilidad. *Ciclo de Diálogo: Producción de Alimentos Y Desarrollo Sostenible*. Documento Síntesis. Oficina de Planeamiento y Presupuesto IICA, Montevideo, Uruguay, 52-78.

García, R. (1994). Interdisciplinaria y sistemas complejos. *Ciencias sociales y formación ambiental*, 85-124.

Giatas, G., Pagonis, G., Iakovoglou, V., Raptis, D., Emmanouloudis, D., & Zaimis, G. N. (2016). Assessing rural and agricultural riparian areas of Greece with the use of gis and svap. *Natural resources, green technology and sustainable development*, 5-7 October 2016, Zagreb, Croatia. *Proceedings*, 24-30.

Gibson, G. R., M. T. Barbour., J. B. Stribling, J., Gerritsen & Karr J. R. (1996). *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers* (revised edition). EPA 822-B-96-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 162 pp

González del Tánago, M. y D. García de Jalón. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25(1-2), 389-402.

Gonzalez del Tánago, M., de Jalón, D. G., & Directive, W. F. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, 97-108.

Gouveia, C., & Fonseca, A. (2008). New approaches to environmental monitoring: the use of ICT to explore volunteered geographic information. *Geo Journal*, 72(3-4), 185-197.

Goyenola, G., & Urtado, L. (2020). Guía para el monitoreo participativo de lagos eutróficos urbanos. Ciencia-Gestión-Participación. Comuna Canaria. Universidad de la República. Montevideo. 84 pp. ISBN: 978-9974-0-1731-3.

Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., & Kronvang, B. (2015). Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss*, 12, 3349-3390.

Green, R. H., (1984). Statistical and Non statistical Considerations for Environmental Monitoring Studies. *Environmental Monitoring and Assessment* 4:293-301.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.

Guijt, I. (2007). Negotiated learning: Collaborative monitoring in forest source management Washington, DC: Resources for the Future. Center for International Forestry Research.

Hannaford, M.J., M.T. Barbour, and V.H. Resh, 1997. Training Reduces Observer Variability in Visual-Based Assessments of Stream Habitat. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4):853-860.

Heltberg, R. (2001). Determinants and impact of local institutions for common resource management. *Environment and Development Economics*, 183-208.

Hogle, J.S., T.A. Wesch, and W.A. Hubert, 1993. A Test of the Precision of the Habitat Quality Index Model II. *North American Journal of Fisheries Management* 13:640-643

Jernigan, K. & Liles, N. (2010). An evaluation of the stream visual assessment protocol for the Little Tennessee River Watershed. Institute for the Environment Highland Field Site.

Jesús Crespo, R., & Ramirez, A. (2011). The use of a Stream Visual Assessment Protocol to determine ecosystem integrity in an urban watershed in Puerto Rico. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(12), 560-566.

Karr, J. R. (1999). Defining and measuring river health. *Fresh water biology*, 41(2), 221-234.

Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), 55-68.

Kerans, B. L., & Karr, J. R. (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological applications*, 4(4), 768-785.

Kershner, J. L., Roper, B. B., Bouwes, N., Henderson, R., & Archer, E. (2004). Analysis of stream habitat conditions in reference and managed watersheds on some federal lands within the Columbia River basin. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(4), 1363-1375.

Kruk, C., & Dabezies, J. M. (2017). Desafíos socio-ambientales para el Uruguay del futuro. *Innotec*, 13(1).

Mace, G. M., & Baillie, J. E. (2007). The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology*, 21(6), 1406-1413.

Macuroy, J., Devanadera, M., Roxas, E., Salvacion, A., & Sandalo, R. (2017). Reliability of the Stream Visual Assessment Protocol as a River Quality Evaluation Tool for Aborlan River. 15th International Conference on Environmental Science and Technology

Magdaleno, F., Martínez, R., & Roch, V. (2010). Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería civil*, 157, 85-96.

- Montgomery, D. R., & MacDonald, L. H. (2002). Diagnostic approach to stream channel assessment and monitoring 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 38(1), 1-16.
- Moral Ituarte, L. D., & Pedregal Mateos, B. (2002). Nuevos planteamientos científicos y participación ciudadana en la resolución de conflictos ambientales. Documents d'anàlisi geogràfica, 41, 121-134.
- Morróni, W. (2019). Orientaciones metodológicas para la planificación. Apuntes sobre la experiencia de planificación regional participativa intra-estatal 2016. Sistema Nacional de Emergencia (SINAE). 168 PP
- Moss, B., 2008. Water pollution by agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 363, 659-666.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. J. A. C. M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic conservation: marine and fresh water ecosystems, 13(2), 147-163.
- MVOTMA (2018). Plan Nacional de Aguas. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. 161 pp
- Newman, G., Wiggins, A., Crall, A., Graham, E., Newman, S., & Crowston, K. (2012). The future of citizen science: emerging technologies and shifting paradigms. Frontiers in Ecology and the Environment, 10(6), 298-304.
- Obropta, C. C., & Yergeau, S. E. (2011). Training Organizations in Use of a Modified Stream Visual Assessment Protocol. Journal of Extension, 49(5), 5TOT8.
- Olsen, R. L., Chappell, R. W., & Loftis, J. C. (2012). Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis—literature review and Illinois River watershed case study. Water research, 46(9), 3110-3122.
- Ostrom, E., & Cox, M. (2010). Moving beyond panaceas: a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. Environmental conservation, 451-463.
- Palmer, M. A., & Poff, N. L. (1997). The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. Journal of the North American Benthological Society, 16(1), 169-173.
- Petersen, R. C. (1992). The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. Fresh water biology, 27(2), 295-306.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross, & Hughes, R. M. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, EPA-440-4-89-001, Washington, D.C.
- Ramsey, M. H., M. Thompson, & Hale, M (1992). Objective Evaluation of Precision Requirements for Geochemistry Analysis Using Robust Analysis of Variance. Journal of Geochemical Exploration 44:23-36
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: a literature review. Biological conservation, 141(10), 2417-2431.
- Robison, E. G. (1997). Reach scale sampling metrics and longitudinal pattern adjustments of small streams.
- Rodríguez, N. & Ramírez, A. (2014). Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico. Río Piedras: Universidad de Puerto. DOI, 10(2.1), 4695-2326.

- Roper, B. B. & Scarnecchia, D. L. (1995). Observer variability in classifying habitat types in stream surveys. *North American Journal of Fisheries Management*, 15(1), 49-53
- Roper, B. B., Buffington, J. M., Bennett, S., Lanigan, S. H., Archer, E., Downie, S. T., & Jordan, C. (2010). A comparison of the performance and compatibility of protocol used by seven monitoring groups to measure stream habitat in the Pacific Northwest. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(2), 565-587.
- Roper, B. B., Kershner, J. L., Archer, E., Henderson, R., & Bouwes, N. (2002). An evaluation of physical stream habitat attributes used to monitor streams 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 38(6), 1637-1646.
- Salvador, M., & Ramió, C. (2012). El diseño institucional de la participación ciudadana en la administración local: reflexiones a partir de un estudio de caso. *Revista del CLAD Reforma y Democracia*, (53), 165-186.
- Santandreu, A. (2007). Instrumentos y estrategias para promover la participación ciudadana y de la sociedad civil en la gestión ambiental. Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay. 80pp
- Saravia Martínez, M. (2017). Aportes de la Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible y Ley de Política Nacional de Aguas para la construcción de una visión integral del territorio.
- Sawyer, J. A., Stewart, P. M., Mullen, M. M., Simon, T. P., & Bennett, H. H. (2004). Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a south eastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 85-99.
- Scarlato, G. (2001). Participación ciudadana: ¿una cuestión sustantiva de las políticas ambientales o un asunto de cosmética? Ponencia Seminario Taller "Nuevas políticas ambientales. Sociedad y partidos políticos en la construcción del desarrollo alternativo". CLAES-FESUR. 12pp
- Schlee, M. B., Tamminga, K. R., & Tangari, V. R. (2012). A method for gauging landscape change as a prelude to urban watershed generation: The case of the Carioca River, Rio de Janeiro. *Sustainability*, 4(9), 2054-2098.
- Serra, S., Teixeira de Mello, F., Bessonart, J., Duarte, A., Malabarba, L., & Loureiro, M. (2014). Peces del río Negro. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos--DINARA.
- Somerville, D. E. & Pruitt, B. A. (2004). Physical stream assessment: A review of selected protocols for use in the Clean Water Act Section 404 Program. Prepared for the US Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Wetlands Division (Order No. 3W-0503-NATX), Washington, DC.
- Stokes, P., Havas, M., & Brydges, T. (1990). Public participation and volunteer help in monitoring programs: An assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 15(3), 225-229.
- Team, K. S. (2003). Guidelines for natural stream channel design for Pennsylvania waterways. Alliance for Chesapeake Bay & Pennsylvania Department of Environmental Protection, Williamsport, PA, 90.
- Teels, B. M., Rewa, C. A., & Myers, J. (2006). Aquatic condition response to riparian buffer establishment. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 927-935.
- Teixeira de Mello, F. (2015). Estructura y función de las comunidades de peces en lagos y arroyos de regiones climáticas contrastantes. Tesis doctoral en Ecología. 115pp.

- Tesitore, G. (2020). Factores ambientales que modulan la productividad secundaria de peces en arroyos de Uruguay. Tesis de Maestría - Área Biología Sub-área Ecología y Evolución. 53pp.
- Urtado, L. (2020). Protocolos de evaluación visual: metodologías para el monitoreo de la calidad ambiental de sistemas fluviales. Monografía de grado Licenciatura en Gestión Ambiental.
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122.
- Vlami, V., Zogaris, S., Djuma, H., Kokkoris, I. P., Kehayias, G., &Dimopoulos, P. (2019). A Field Method for Landscape Conservation Surveying: The Landscape Assessment Protocol (LAP). *Sustainability*, 11(7).
- Ward, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2-8.
- 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.
- Whitacre, H. W. (2004). Comparison of protocols and observer precision for measuring physical habitat attributes of streams in Oregon and Idaho (Doctoral dissertation, Masters Thesis in Watershed Science. Logan, Utah, USA. Utah State University).
- Wiggins, A., &Crowston, K. (2011). From conservation to crowdsourcing: A typology of citizen science. In 2011 44th Hawaii international conference on system sciences (pp. 1-10). IEEE.
- Winemiller, K. O., Flecker, A. S., &Hoeinghaus, D. J. (2010). Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 84-99.
- Woodsmith, R. D. &Buffington, J. M. (1996). Multivariate geomorphic analysis of forest streams: implications for assessment of land use impacts on channel condition. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21(4), 377-393.

ANEXOS

ANEXO 1: *Manual de campo/ protocolo visual para el monitoreo ambiental participativo.*

Protocolo visual para la determinación del estado ambiental de cañadas

Introducción

Los protocolos visuales son herramientas simples y educativas de evaluación local, que ayuda a obtener información básica sobre las condiciones ambientales de arroyos y cañadas, sin requerir de grandes esfuerzos en términos de tiempo y dinero. Dado que no requiere de un conocimiento técnico específico, uno de sus principales objetivos es favorecer la participación de los ciudadanos en el proceso de evaluación; generando las condiciones necesarias para integrar a distintos actores en los procesos de monitoreo.

El uso de esta herramienta nos permite conocer objetivamente la ocurrencia de impactos sobre los cursos de agua. Además, su uso de forma sistemática representa una guía útil para el desarrollo de proyectos científicos y de restauración, así como la identificación de cambios en el ecosistema a través del tiempo y el desarrollo de planes de gestión y restauración participativa.

El siguiente protocolo visual incorpora 10 elementos de análisis: donde la combinación de sus diferentes expresiones o variaciones nos indican la calidad del ambiente.

¿Como emplear el protocolo?

Para la evaluación es necesario seleccionar uno o más tramos dentro del arroyo, dependiendo de los objetivos de cada caso. Se recomienda que el tramo seleccionado tenga un largo de 100 metros. Recorrer ambas márgenes del arroyo para obtener una valoración general.

Cada métrica o elemento a evaluar visualmente en el curso de agua, cuenta con una descripción de diferentes condiciones del ambiente, las cuales se asocian con distintos grados de deterioro ambiental y una puntuación que refleja cada estado. Valores mayores indican mejor calidad, por lo que se debe seleccionar el puntaje acorde a las condiciones observadas en cada métrica. Al finalizar la evaluación se

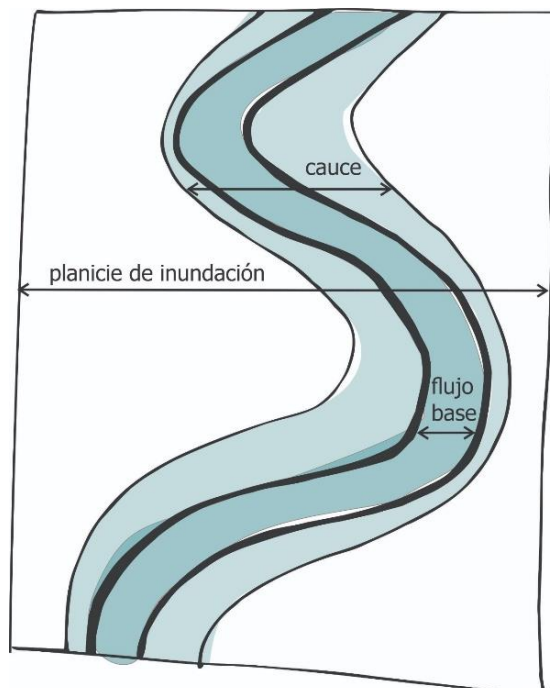
procede a calcular el valor del índice, que se obtiene calculando el promedio de las puntuaciones de las métricas. Esta calificación usa los valores de 1, 3, 5 y 7 y puede ubicarse entre las siguientes categorías respectivamente: mala; regular; regular buena; buena o muy buena calidad ambiental.

RANGOS DE PUNTAJE	CLASIFICACIÓN
1 - 2.9	MALA
3 - 3.9	REGULAR
4- 4.9	REGULAR BUENA
5 - 5.9	BUENA
6 - 7	MUY BUENA

Recordar en cada tramo completar la planilla resumen que contiene información estandarizada sobre las condiciones particulares de cada sitio (ver Anexo 1).

Características ambientales incluidas dentro del protocolo visual

Para realizar la evaluación es necesario considerar algunos conceptos claves, asociados principalmente con la estructura de arroyos y cañadas, los cuales serán útiles a la hora de valorar cada una de las métricas. Cuando hacemos referencia a los aspectos estructurales, imaginemos que estos conforman el escenario (medio abiótico) donde se desarrolla el ecosistema, y sus principales actores están representados por las comunidades de organismos.



Límites y componentes estructurales para la evaluación visual

Cuando el agua que fluye sobre el lecho del arroyo, se encuentra en un régimen normal, esta se denomina **flujo base**. Su **cauce**, define y controla su forma (p.ej. ancho y profundidad) por medio del transporte de sedimentos, a medida que grandes volúmenes de agua se mueven a través de este, principalmente durante eventos de tormentas.

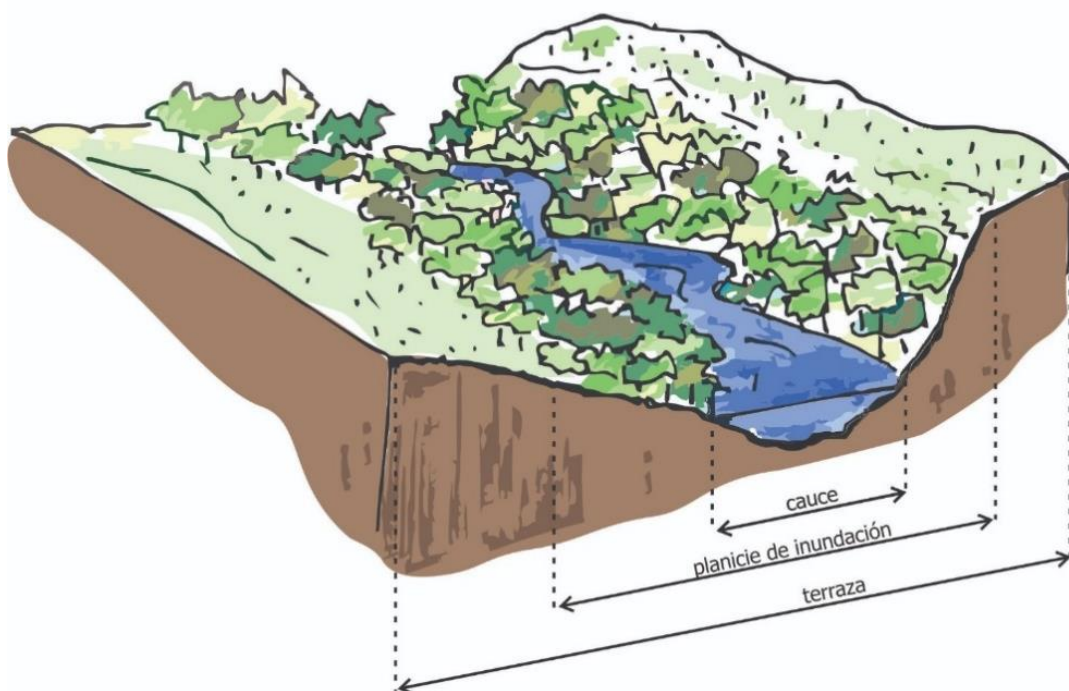
Cuando el nivel de agua se eleva por encima del cauce (o bancos laterales), el agua desborda sobre su planicie de inundación. Este evento constituye un elemento central que involucra la conexión entre el agua y el medio terrestre, proceso vital para mantener la salud del ambiente. Con el transcurso del tiempo, los procesos de evolución (envejecimiento) de la estructura del cauce, hacen que

su conexión con la planicie de inundación, varíe de manera constante. Este ritmo dinámico que caracteriza a estos ecosistemas, se expresa espacialmente como temporalmente, configurando diferentes condiciones para que arroyos y cañadas se expresen estructuralmente de diversas maneras.

Como ejemplo de esta heterogeneidad, al observar el recorrido de un mismo arroyo se observan grandes diferencias en tramos de cabecera (nacientes), tramos medios y en la zona de desembocadura.

El **bosque ribereño** como zona de interfaz entre el medio acuático y terrestre, se encuentra representado por la vegetación que crece a los márgenes del cauce, la cual varía en

su estructura y composición dependiendo de factores locales y regionales



1. Usos del suelo

¿Qué mirar?

Seleccione el puntaje acorde en relación a las condiciones de referencia, y los usos que se observan en el tramo.

Se considera como Área buffer a los parches de vegetación leñosa adyacentes al curso de agua.

Implicancia en el ecosistema

Los distintos usos del suelo que pueden tener lugar dentro de una cuenca, determinan las condiciones ambientales que se pueden dar en un curso de agua. La urbanización modifica la mayoría de los componentes de la cuenca hidrográfica de los ecosistemas acuáticos, alterando fuertemente la hidrología, la calidad del agua, calidad del hábitat físico, así como los procesos ecológicos y la biodiversidad acuática y del entorno (ej. bosque ribereño). Por otro lado, las actividades agrícolas también afectan la calidad de los sistemas acuáticos constituyendo una fuente difusa de contaminación debido a la entrada de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo, y sedimentos con una consecuente disminución en la densidad de especies acuáticas. Además del aumento del aporte de nutrientes en la cuenca y el consecuente deterioro de la calidad de agua, también ocurre por la modificación del cauce, las zonas de inundación y la desaparición de la heterogeneidad ambiental natural en los paisajes ribereños.

Elemento 1: Ocupación de la planicie de inundación

Campo natural con baja o nula presencia de ganado.	Campo natural con presencia evidente de ganado. y/o	Campo cultivado con presencia o no de ganado. y/o	Campo cultivado con presencia o no de ganado. y/o
No existen estructuras construidas.	Estructuras construidas que no resultan de importancia evidente en el funcionamiento hidrológico.	Estructuras construidas resultan de mayor importancia, cubriendo parte importante de la planicie, pudiendo afectar el funcionamiento hidrológico. En ambos casos existen áreas buffer entre los cultivos y/o construcciones y el curso de agua.	Planicie de inundación fuertemente impermeabilizada, zonas urbanas, no existe dinámica de meandros. Efecto hidrológico evidente. En ambos casos no existen zonas buffer permeables o arboladas entre los cultivos y/o construcciones y el curso de agua.
7	5	3	1

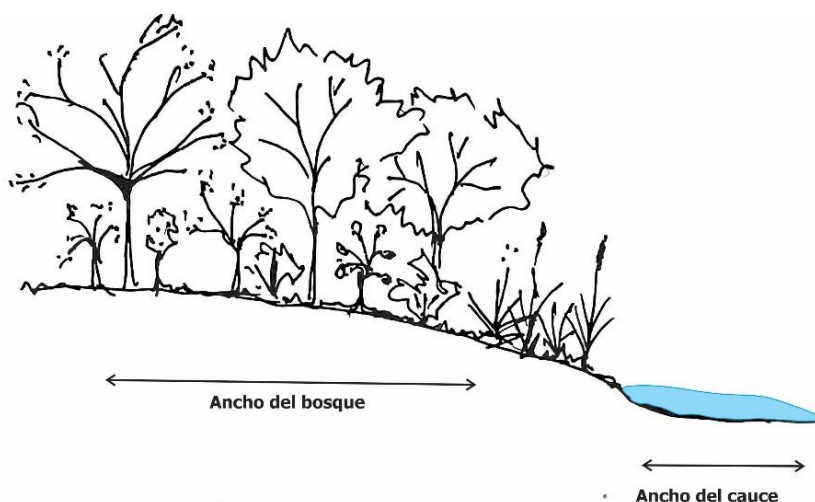
|2. Cantidad de la zona ribereña

¿Qué mirar?

Esta métrica estima la extensión de la zona ribereña considerando su ancho y la continuidad lateral. Para ello observe el ancho de la zona ribereña desde el borde del cauce hacia afuera, donde termina el bosque ribereño y compárelo en relación al ancho del cauce. Respecto a la continuidad lateral del bosque, observe si dentro del bosque existen parches o claros sin vegetación.

Implicancia en el ecosistema

El ancho de los bosques depende de las condiciones geológicas, topográficas y edáficas del lugar, que a su vez determinan las condiciones de humedad y en última instancia la distribución de las especies a lo ancho. El ancho del bosque también varía dependiendo de en qué zona de la cuenca nos encontremos. Generalmente en tramos medios los bosques tienden a ser más extensos que en las zonas de nacientes.



¡Considere únicamente la vegetación arbórea o arbustiva.

En caso de que el arroyo no presente un bosque desarrollado:

Es importante considerar, si en la zona donde estamos realizando la evaluación, es esperable que exista o no vegetación arbórea y/o arbustiva. **Si en la zona no es común la existencia de vegetación arbórea, no se debe considerar este elemento** en la puntuación final. Para ello, es relevante observar si se constata la presencia de ejemplares leñosos en el paisaje adyacente.

En valles con forma de V similares a una quebrada o a un bosque serrano, puede que no haya suficiente espacio para una planicie de inundación y zona ribereña que se extienda hasta uno o dos veces el ancho del canal activo. En este caso el puntaje puede ser ajustado a un valor más alto basándose en las condiciones de referencia del sitio.

Elemento 2: Cantidad de la zona ribereña

Comunidad natural de plantas se extiende al menos más de 2 veces el ancho del cauce a cada lado.	Comunidad natural de plantas se extiende al menos una vez el ancho del cauce o más.	Comunidad natural de plantas se extiende al menos $\frac{1}{3}$ del ancho del cauce.	Comunidad natural de plantas se extiende menos que $\frac{1}{3}$ del ancho del cauce.
Vegetación contigua	Vacíos de vegetación no superen el 20% en el tramo	Vacíos de vegetación supera el 40% en el tramo	Vacíos de vegetación supera el 50% en el tramo
Banco derecho	7	5	3
Banco izquierdo	7	5	3

3. Calidad de la zona ribereña

¿Qué mirar?

La estructura del bosque ribereño consta de un dosel continuo que cubre totalmente al suelo, vegetación de sotobosque, árboles y un tapiz herbáceo; de acuerdo con los requerimientos hídricos, las especies se distribuyen en franjas paralelas al curso de agua. A medida que la vegetación madura, la estructura de la comunidad vegetal se hace más diversa con un dosel de múltiples capas, diferenciándose generalmente los siguientes estratos: árboles mayores, árboles generales, trepadoras, arbustos y subarbustos, regeneración de árboles (sotobosque) y estrato herbáceo. Para evaluar esta métrica considere los estratos de referencia que se observan en el siguiente esquema.

Implicancia en el ecosistema

Los bosques ribereños, representan zonas de transición o interfase que cumplen la función de filtro y actúan como sistemas depuradores reteniendo nutrientes y evitando la erosión de las márgenes, lo que favorece una mejor calidad de agua. Además, las zonas ribereñas regulan la temperatura y la entrada de luz, así como el desarrollo de productores primarios, lo que determina en gran medida la estructura y la dinámica de las diferentes especies y grupos funcionales.



1. Árboles.
2. Sotobosque.
3. Arbustos.
4. Tapiz herbáceo.

Elemento 3: Calidad del área ribereña

	<p>Bosque ribereño desarrollado, donde se observa la presencia de los cuatro estratos principales: árboles, arbustos, sotobosque y tapiz herbáceo).</p> <p>También se observan la presencia de epifitas como helechos, y plantas trepadoras</p>	<p>Bosque ribereño desarrollado, donde solo predominan una o dos especies en el sotobosque.</p> <p>Regeneración y tapiz herbáceo presente.</p>	<p>Vegetación ribereña comprometida, solo uno o dos estratos presentes.</p> <p>y/o</p> <p>Algunos árboles dispersos formando parches más o menos aislados</p>	<p>Escaso o nulo desarrollo de especies arbóreas, como consecuencia de las actividades que se realizan en el entorno del tramo de evaluación.</p>
Banco derecho	7	5	3	1
Banco izquierdo	7	5	3	1

|4. Condición del banco

¿Qué mirar?

Evalúe la longitud entera de los bancos a lo largo del tramo de evaluación y considere la porción de banco estable e inestable. Si la mayor parte del tramo no presenta erosión la estabilidad es probablemente buena. Si una parte del tramo muestra signos de acelerada erosión, la estabilidad de estos resulta un problema que se refleja en el puntaje que se le asigna a cada lado del banco (izquierdo o derecho). Finalmente, se recomienda evaluar este elemento durante el verano, o bien cuando los flujos en el tramo de evaluación son bajos.

Implicancia en el ecosistema

La erosión en los bancos laterales es un proceso natural resultado del movimiento del cauce y el transporte de sedimentos. La erosión excesiva del banco se produce cuando la zona ribereña se ve degradada o cuando existen cambios en la hidrología que generan inestabilidad en la carga de sedimentos o el aislamiento entre la planicie de inundación y el cauce. Generalmente los bancos altos y con pendientes empinados son más susceptibles a la erosión o al colapso.

Signos de erosión o problemas en la estabilidad del banco incluye:

- Tramos sin vegetación
- Raíces de árboles expuestas
- Secciones de banco erosionado entre secciones relativamente intacta

Al observar los bancos desde el interior del cauce, busque grietas de tensión mientras camina a lo largo de las orillas de la cañada. Las grietas de tensión pueden aparecer como fisuras verticales o hendiduras a lo largo de la parte superior del banco más o menos paralela al flujo.

Evidencia de construcción, tránsito de vehículos, caminos o animales cerca de los bancos, son posibles agentes de erosión.

Secciones de banco cayendo dentro de la cañada son un signo revelador de la erosión y la inestabilidad activa del banco.

Elemento 4: Condición del banco

Banco estable protegido por la vegetación que crece en las márgenes, u otros elementos naturales como madera y rocas. Erosión mínima, o no visible.	Banco moderadamente estable, protegido por elementos naturales. Evidencia de erosión o fallas en el banco, algunos con restablecimiento de la vegetación.	Banco inestable; con muy poca protección por parte de elementos naturales. Erosión excesiva o fallas activas en el banco, zonas del banco lateral cayendo dentro del canal. y/o Estructuras construidas cubren más de la mitad del tramo en el banco.	Banco inestable, sin protección por parte de elementos naturales. Numerosas fallas en el banco activo o zonas enteras de banco cayendo dentro del canal y/o Estructuras construidas cubren el banco entero. Presencia de escombros u otras estructuras rígidas dentro del canal.	
Banco derecho	7	5	3	1
Banco izquierdo	7	5	3	1

5. Condición del canal

¿Qué mirar?

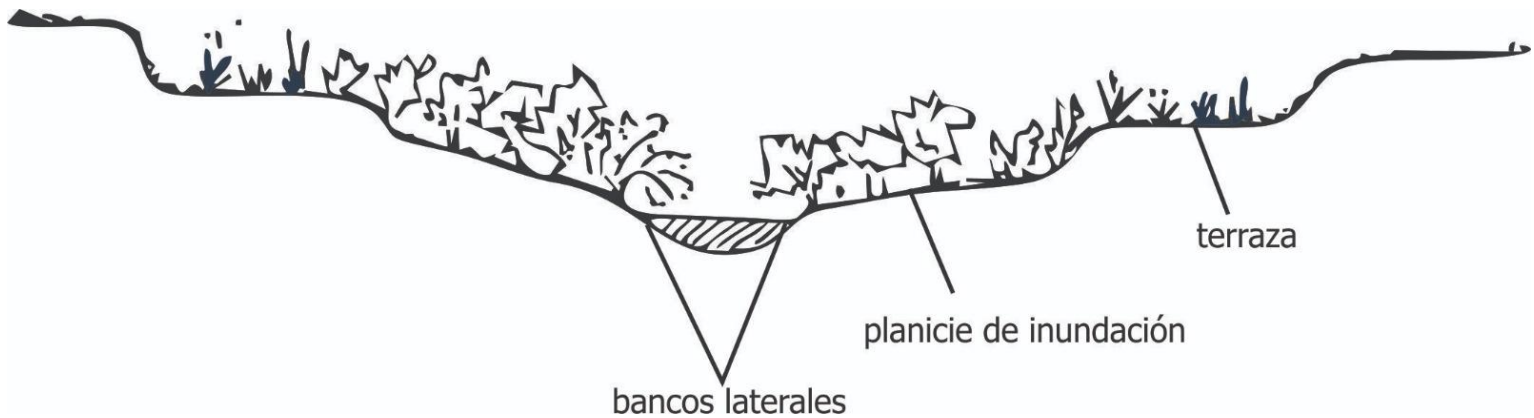
Los ajustes en la forma del cauce pueden resultar en una caída en la elevación del lecho (**incisión o degradación**) o un aumento en la elevación (**sedimentación**). En este sentido la situación del canal se puede clasificar en diferentes estados, dependiendo cuál de estos procesos predomine. Considerando estas condiciones existen estados intermedios que pueden resultar más difíciles de evaluar. Considere las *condiciones de referencia* para la elección del puntaje.

Implicancia en el ecosistema

La forma del cauce cambia rápidamente y en muchos casos de manera impredecible dependiendo de las condiciones físicas y del transporte de agua y materiales. La forma del canal, determina en gran medida, la diversidad de hábitat que pueden estar disponibles para la vegetación y la fauna acuática. Zonas de rápidos, o de aguas lentas y profundidad representan refugio para algunas especies de peces. La disponibilidad de sedimento y el material orgánico dentro del agua provee lo esencial para que comunidades de macroinvertebrados se desarrollen.

/ Condición I

Esta condición describe estados de muy buena calidad (*condición de referencia*) donde existe un equilibrio entre la incisión (los bancos laterales no muestran pendientes abruptas) y la sedimentación (acumulación de sedimento en el canal). Además, el canal inunda frecuentemente su planicie de inundación y presenta vegetación bien establecida en los bancos.



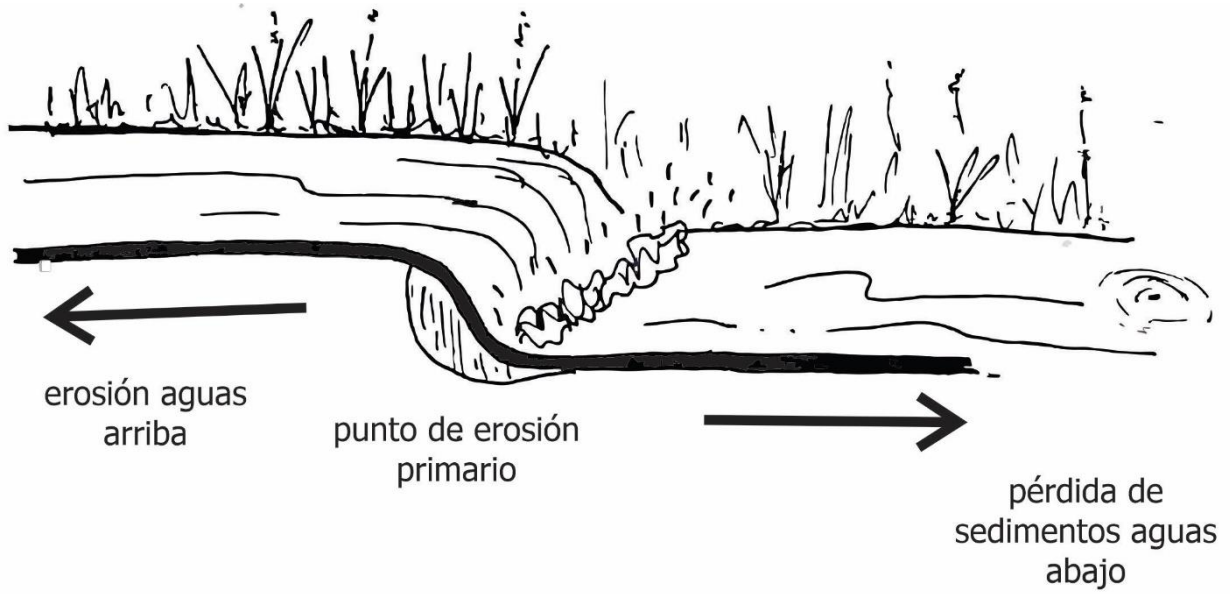
/ Condición II



Punto de erosión interno en el lecho de la cañada, genera un "escalón" donde se favorecen los procesos de erosión.

Puntúa 5 o 3 dependiendo del grado de profundización del canal y de la separación con la planicie de inundación.

Los restos vegetales (resaca) sobre la planicie de inundación, en árboles o alambrados nos indica la altura del agua de las últimas crecidas, y la existencia de conexión entre la planicie y el cauce.



Cuando existe una desconexión completa con la planicie de inundación, muchas veces causada por la canalización realizada con maquinaria puntúa 1.

Esta situación es característica de muchos cursos de agua urbanos y algunas zonas rurales, donde el agua casi nunca accede a la planicie de inundación (ver imagen).

Condición III



El canal se ensancha por erosión y la acumulación de sedimento, y se puede observar puntos de acumulación formando barras centrales. Mínima erosión es visible en los bancos, **puntuá 5 dependiendo del grado de deterioro respecto a las *condiciones de referencia*.**

Condición IV

La erosión en el banco activo, causa la acumulación de sedimentos en el canal, formando estructuras de deposición, como en el estado III. Con el tiempo, la vegetación se comienza a establecer en el sedimento depositado a lo largo del borde de la cañada, creando un canal irregular y que enlentece aún más el flujo.



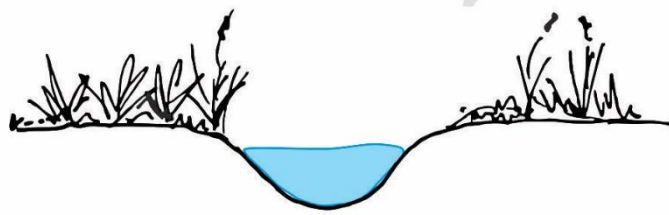
Si la acumulación de sedimentos se da dentro del canal y se observa un establecimiento de la vegetación **puntuará 5.**

Baja la puntuación a 3 si la acumulación de sedimentos en el canal es en el lado opuesto a un banco empinado con proceso de erosión activo.

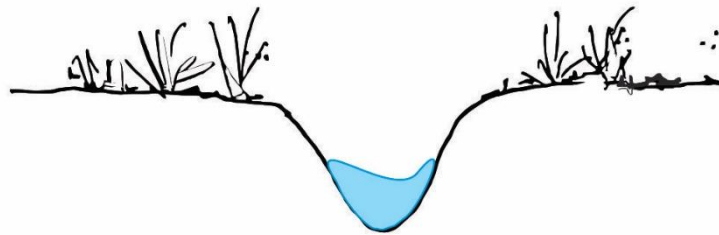


Puntúa 1 si hay una desconexión completa entre la planicie y el cauce o bien el canal es extremadamente ancho y poco profundo con canales interconectados donde los bancos son inestables y altamente erosionados con escasa vegetación.

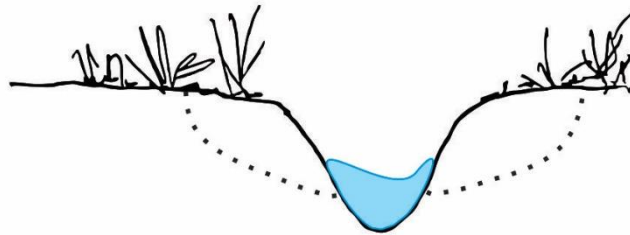
CONDICIÓN 1



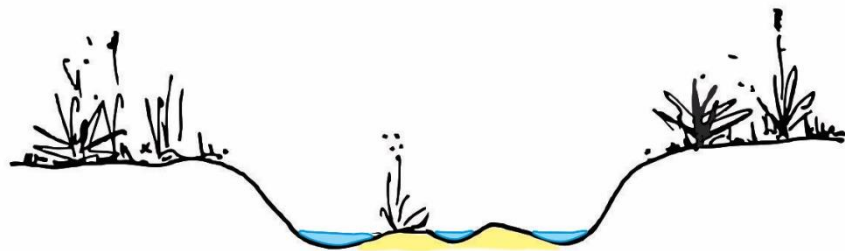
CONDICIÓN 2



CONDICIÓN 3



CONDICIÓN 4



Elemento 5: Condición del canal

<p>Canal natural estable, con vegetación establecida en los bancos laterales.</p> <p>El canal activo y la planicie de inundación están conectados a lo largo de todo el tramo.</p> <p>No hay signos de incisión discernibles (como bancos verticales) o sedimentación (como múltiples canales poco profundos).</p>	<p>Signos de profundización del canal, con algunas fallas o grietas en los bancos.</p> <p>Se visualiza un aumento de la pendiente del banco. El canal activo y la planicie de inundación están conectados en la mayor parte del tramo, e inunda estacionalmente.</p> <p style="text-align: center;">O bien,</p> <p>Pueden existir algunos sitios del canal poco profundos, derivados de la deposición de sedimentos.</p>	<p>Incisión activa evidente; el canal activo está desconectado de su planicie de inundación, en la mayor parte del tramo</p> <p>Bancos laterales con pendiente mayor a 45°</p> <p style="text-align: center;">O bien,</p> <p>Deposición de sedimentos genera lugares poco profundos que generalmente se ubican frente a bancos empinados con signos de erosión.</p>	<p>Bancos laterales erosionados, pendiente pronunciada con fisuras; profundización activa.</p> <p>Ninguna conexión entre la planicie de inundación y el canal. No hay inundación.</p> <p style="text-align: center;">y/o</p> <p>Cauce canalizado no permite un adecuado transporte de sedimentos</p> <p style="text-align: center;">O bien,</p> <p>Evidente erosión de los bancos laterales, con mucha deposición de sedimentos hace que el canal sea poco profundo en todo el tramo. Varios canales trenzados, no hay conexión cauce-planicie.</p>
7	5	3	1

6. Meandros, pozones y correderas

¿Qué mirar?

La diversidad y abundancia de pozones se estima en base sondeo por los bancos de la cañada con un palo, o utilizando el largo de una varilla. Los pozones se encuentran generalmente en las curvas de los meandros. En cañadas poco profundas, una inspección visual puede proveer una estimación precisa. En cañadas profundas, con poca visibilidad, esta característica a evaluar puede ser difícil de determinar, por lo que no debe ser tenido en cuenta.

Tomar en cuenta los distintos movimientos del flujo para visualizar zonas de pozones o corredera.

Implicancia en el ecosistema

La diversidad y heterogeneidad de microambientes dentro de un arroyo, es un componente esencial que determina la disponibilidad de hábitat para la fauna acuática en general.

Elemento 6: Meandros, pozones y correderas

Pozones abundantes, profundos y de poca profundidad; alternados con correderas.	Pozones presentes, pero no abundantes; alternados con correderas.	Baja presencia de pozones generalmente poco profundos;	Pozones ausentes principalmente por sedimentación del curso derivado de procesos de erosión.
Claro desarrollo de meandros.	Claro desarrollo de meandros.	El cauce puede estar modificado con menor presencia de meandros.	y/o Profundidad homogénea debido a actividades de canalización y/o Cauce modificado linealizado sin existencia de meandros.
7	5	3	1

7. Presencia de efluentes

¿Qué mirar?

Observe indicios de heces del ganado, o pisoteo en la cañada o en su zona adyacente, trillos de ganado, vegetación ramoneada.

Tuberías o áreas de flujos concentrados pueden ser vertidos directo a la cañada.

Implicancia en el ecosistema

El aporte de nutrientes al curso de agua generado por las heces del ganado, puede ingresar al sistema por escorrentía desde las zonas aledañas de pastoreo o si el ganado tiene acceso a la corriente. El estiércol puede aumentar la carga de nutrientes, aumentar la demanda biológica de oxígeno y causar eutrofización.

Elemento 7: Efluentes

El ganado no accede a la cañada.	El acceso del ganado a la cañada es controlado y/o limitado a un pequeño bebedero o zonas de cruce.	El ganado tiene acceso ilimitado a la cañada en alguna parte del año.	El ganado tiene acceso ilimitado a la cañada en todo el año.
No hay tuberías o flujos concentrados descargando los efluentes del animal o aguas residuales directo sobre la cañada.	No hay tuberías o flujos concentrados descargando efluentes del animal o aguas residuales directo sobre la cañada.	Heces del ganado son visibles en la cañada y/o Tuberías o flujos concentrados, descarga de efluentes tratados del animal o aguas residuales son vertidas dentro de la cañada.	Heces del ganado son visibles en la cañada y/o Tuberías o flujos concentrados, descarga de efluentes tratados del animal o aguas residuales son vertidas dentro de la cañada
7	5	3	1

| 8. Apariencia del agua

¿Qué mirar?

Utilice la profundidad en que los objetos son visibles, **sólo, si la cañada es lo suficientemente profunda para evaluar la transparencia bajo este enfoque.** Por ejemplo, si el agua es clara, pero solo tiene 30 cm de profundidad, no se calificaría en función de la visibilidad del objeto a esas profundidades. **En este caso, tomar una muestra de agua en un recipiente transparente, puede facilitar la evaluación de la apariencia del agua.**

Una cañada no debe oler o tener brillo a aceite en su superficie o tener colores diferentes al que podría darle los sedimentos de la zona, la presencia de espuma tampoco es esperable naturalmente.



Elemento 8: Apariencia del agua

Agua muy clara; objetos sumergidos en la cañada (rocas, madera) son visibles a una profundidad de más de 90 centímetros.

No hay brillo de aceite en la superficie.

Agua ligeramente turbia, objetos sumergidos en la cañada (rocas, madera) son visibles sólo a profundidades de 45-90 centímetros.

No hay brillo de aceite en la superficie.

Agua turbia la mayoría del tiempo. Objetos sumergidos en la cañada (rocas, madera) son visibles sólo a profundidades de 15-45 centímetros.

y/o
Brillo de aceite presente en la superficie del agua o áreas de agua estancada.

Agua muy turbia la mayor parte del tiempo; Objetos sumergidos (rocas, madera) son visibles sólo a profundidades de 15 centímetros de la superficie y/o

Brillo de aceite presente en la superficie del agua o aguas estancadas. Se observan otros colores en el agua que no son derivados de sedimentos (por ejemplo, grises y blancos). Espumas densas en zonas donde el agua tiene un flujo turbulento.

7

5

3

1

9. Enriquecimiento de nutrientes

¿Qué mirar?

Si la luz es un factor limitante debido a la sombra de la vegetación de ribera, buscar el crecimiento de algas en las rocas y cantos rodados en los tramos expuestos a la luz.

El exceso de nutrientes causa un aumento en el crecimiento de algas filamentosas asociadas al sedimento y en algunos casos se pueden apreciar algas en el agua y muchas formas de macrofitas generalmente enraizadas. A medida que aumenta la carga de nutrientes las macrofitas son más exuberantes, las algas filamentosas pueden dominar el lecho del canal o en algunos casos en particular puede suceder que el verde del agua se vuelva más intenso (cuando el flujo de agua es muy bajo).

El agua clara y una comunidad diversa de plantas acuáticas sin densas poblaciones de plantas, son óptimas para esta característica.



Implicancia en el ecosistema

Altos niveles de nutrientes, particularmente fósforo y nitrógeno, pueden causar un crecimiento excesivo de algas acuáticas y macrofitas (plantas acuáticas flotantes y enraizadas). El crecimiento excesivo de algas puede impedir que el sol penetre en el agua, evitando que otras plantas produzcan oxígeno disuelto a través de la fotosíntesis. El oxígeno disuelto también se reduce a medida que las bacterias descomponen la materia vegetal muerta. Una baja concentración de oxígeno puede estresar e incluso matar a peces y otras formas de vida acuática.

Elemento 9: Enriquecimiento de nutrientes

<p>Pequeño crecimiento de plantas acuáticas o algas filamentosas presentes. Agua clara a lo largo de todo el tramo.</p>	<p>Moderado crecimiento de plantas acuáticas y algas en el sustrato. Agua generalmente clara a lo largo de todo el tramo.</p>	<p>Abundante crecimiento de plantas acuáticas o algas filamentosas en varias zonas del canal. y/o ligero olor a amoníaco o huevo podrido y/o agua de color gris, blanco generalmente en zonas urbanas. En aguas quietas el agua puede ser verde por crecimiento de algas.</p>	<p>Abundante crecimiento de plantas acuáticas o algas filamentosas cubriendo el canal. y/o fuerte olor a amoníaco o huevo podrido y/o agua de color gris, blanco generalmente en zonas urbanas. En aguas quietas el agua puede ser verde por crecimiento de algas.</p>
7	5	3	1

10. Ausencia de residuos

¿Qué mirar?

La presencia de residuos en el cauce nos indica problemas en el sistema de gestión de residuos o malas prácticas de los usuarios del sistema. Los cursos urbanos se caracterizan por presentar una gran abundancia de residuos plásticos de uso doméstico. En las zonas rurales es posible encontrar residuos derivados de caminería o agricultura, así como de basureros ilegales cercanos a los cursos de agua.

Observar el corredor entero dentro del tramo de evaluación en la cañada.

Implicancia en el ecosistema

La contaminación por residuos sólidos resulta una problemática que ha tomado cierta relevancia en los últimos años. La contaminación por plástico genera múltiples impactos, que interfieren principalmente en la ecología y biología de las comunidades acuáticas. El estudio de la contaminación por plástico en pequeños arroyos resulta de gran relevancia, ya que estos ecosistemas son considerados una de las principales vías de transporte de residuos, que vinculan el medio terrestre con el mar.

Elemento 10: Ausencia de residuos

No hay residuos presente	Residuos presentes, pero con una muy baja frecuencia.	Residuos presentes como residuos plásticos. Frecuente en varias zonas del canal como en los bancos laterales.	Residuos abundante como residuos plásticos. Presente y muy frecuente en todo el curso de agua y en los bancos laterales.
7	5	3	1

PUNTUACIÓN DE CADA ELEMENTO EVALUADO

ELEMENTOS	PUNTAJE
1. OCUPACIÓN DE LA PLANICIE DE INUNDACIÓN	
2. CANTIDAD DEL ÁREA RIPARIA	
3. CALIDAD DEL ÁREA RIPARIA	
4. CONDICIÓN DEL BANCO	
5. CONDICIÓN DEL CANAL	
6. MEANDROS Y POZONES	
7. PRESENCIA DE EFLUENTES	
8. APARIENCIA DEL AGUA	
9. ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES	
10. PRESENCIA DE BASURA	
B. NÚMERO DE ELEMENTOS EVALUADOS ____ A. SUMA DE ELEMENTOS EVALUADOS ____	PUNTAJE GENERAL: A/B _____

ANEXO 2: Cuestionario.

CUESTIONARIO

Nombre:

Nombre institución o colectivo de procedencia:

¿Qué dificultades se presentaron a la hora aplicar el protocolo en campo?

¿Realizarías algún cambio en el protocolo? Cual/es?

¿Estaría dispuesto a realizar este tipo de evaluaciones, ya sea en instancias de monitoreo o bien individualmente?

Otras consideraciones:

ANEXO 3: Media y desvío del total de métricas para cada sitio.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Ceibal 1</i>	1,0 ± 0	1,0 ± 0,6	1,8 ± 2,5	5,0 ± 1,2	5,0 ± 1,4	1,0 ± 0	1,0 ± 0,8	3,0 ± 0,7	3,0 ± 0,8	3,0 ± 1,0
<i>Ceibal 2</i>	3,0 ± 0,8	2,0 ± 2,0	3,0 ± 1,6	5,0 ± 1,3	3,0 ± 1,1	3,0 ± 0,9	4,0 ± 1,6	3,0 ± 1,8	5,0 ± 1,5	1,0 ± 1,3
<i>Paysandú 1</i>	3,0 ± 2,2	1,0 ± 1,8	3,0 ± 1,5	5,0 ± 1,5	3,0 ± 1,6	3,0 ± 1,2	4 ± 1,7	3,0 ± 0,8	5,0 ± 1,2	5,0 ± 1,0
<i>Paysandú 2</i>	3,0 ± 1,3	5,0 ± 1,8	3,0 ± 1,5	5,0 ± 1,3	5,0 ± 1,6	1,0 ± 1,2	1,0 ± 1,7	1,0 ± 0,8	2,5 ± 1,2	1,0 ± 1,0
<i>Montevideo 1</i>	1,0 ± 0	1,0 ± 0	1,0 ± 0	3,0 ± 0	3,0 ± 0	1,0 ± 0	1,0 ± 0	1,0 ± 0,9	3,0 ± 0	1,0 ± 0
<i>Montevideo 2</i>	5,0 ± 2,4	1,0 ± 0,9	1,0 ± 1,2	3,0 ± 1,1	3,0 ± 1,3	1,0 ± 0,8	3,0 ± 1,3	3,0 ± 1,0	3,0 ± 0,8	3,0 ± 0,9
<i>Maldonado 1</i>	3,0 ± 1,4	3,5 ± 1,7	2,0 ± 1,4	3,0 ± 1,4	3,0 ± 1,3	3,0 ± 1,6	3,0 ± 2,2	3,0 ± 1,2	5,0 ± 1,5	3,0 ± 1,3
<i>Maldonado 2</i>	3,0 ± 1,9	3,0 ± 1,9	1,0 ± 1,2	5,0 ± 1,2	5,0 ± 1,7	3,0 ± 1,2	3,0 ± 2,3	3,0 ± 1,0	5,0 ± 1,1	7,0 ± 1,4
<i>Santa rosa 1</i>	1,0 ± 2,4	1,0 ± 1,4	1,0 ± 1,5	3,0 ± 1,7	3,0 ± 2,1	3,0 ± 1,7	5,0 ± 2,3	4,5 ± 1,7	5,0 ± 1,9	3,0 ± 1,7
<i>Santa rosa 2</i>	5,0 ± 1,4	5,0 ± 1,5	4,5 ± 1,6	5,0 ± 1,4	5,0 ± 1,5	4,0 ± 1,4	4,0 ± 1,4	2,0 ± 1,6	5,0 ± 1,3	6,0 ± 1,6

ANEXO 4: Valoración promedio de cada métrica para las cuatro cuencas principales.

De izquierda a derecha: **1. Ocupación de la planicie** **2. Cantidad del área ribereña** **3. Calidad del área ribereña** **4. Condición del banco** **5. Condición del canal** **6. Meandros, pozones y correderas** **7. Presencia de efluentes** **8. Apariencia del agua** **9. Enriquecimiento de nutrientes** **10. Residuos.**

