



Universidad de Concepción

# VULNERABILIDAD DE CUENCAS: ESTRESORES Y DESAFÍOS

Loretto Arriagada / Diego Rivera / Roberto Ponce / Juan Munizaga

Serie Comunicacional CRHIAM

## **SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM**

Versión impresa ISSN 0718-6460

Versión en línea ISSN 0719-3009

### **Directora:**

Gladys Vidal Sáez

### **Comité editorial:**

Sujey Hormazábal Méndez

María Belén Bascur Ruiz

### **Serie:**

Vulnerabilidad de cuencas:

estresores y desafíos

Loretto Arriagada, Diego Rivera,

Roberto Ponce y Juan Munizaga.

Julio 2022.

### **Agradecimientos:**

Centro de Recursos Hídricos  
para la Agricultura y la Minería  
(CRHIAM)

ANID/FONDAP/15130015

Victoria 1295, Barrio Universitario,

Concepción, Chile

Teléfono +56-41-2661570

[www.crhiam.cl](http://www.crhiam.cl)



Universidad de Concepción

# VULNERABILIDAD DE CUENCAS: ESTRESORES Y DESAFÍOS

Loretto Arriagada / Diego Rivera / Roberto Ponce / Juan Munizaga

## **SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM**

### **PRESENTACIÓN**

El Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería -Centro Fondap CRHIAM- está trabajando en el tema de "Seguridad Hídrica", entendida como la "capacidad de una población para resguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua de calidad aceptable para el sustento, bienestar y desarrollo socioeconómico sostenibles; para asegurar la protección contra la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con ella, y para preservar los ecosistemas, en un clima de paz y estabilidad política" (ONU- Agua, 2013).

La "Serie Comunicacional CRHIAM" tiene como objetivo potenciar temas desde una mirada interdisciplinaria, con la finalidad de difundirlos a los tomadores de decisiones públicos, privados y a la comunidad general. Estos textos surgen como un espacio de colaboración colectiva entre diversos investigadores ligados al CRHIAM como un medio para informar y transmitir las evidencias de la investigación relacionada a la gestión del recurso hídrico.

Con palabras sencillas, esta serie busca ser un relato entendible por todos y todas, en el que se exponen los estudios, conocimiento y experiencias más recientes para aportar a la seguridad hídrica de los ecosistemas, comunidades y sectores productivos. Agradecemos el esfuerzo realizado por nuestras y nuestros investigadores, quienes han trabajado de forma mancomunada y han puesto al servicio de la comunidad sus investigaciones para aportar de forma activa en la búsqueda de soluciones para contribuir a la generación de una política hídrica acorde a las necesidades del país.

**Dra. Gladys Vidal**  
**Directora de CRHIAM**

## DATOS DE INVESTIGADORES



### **Loretto Arriagada**

Biólogo Marino.  
Doctor en Ciencias Ambientales  
con mención en Sistemas Acuáticos Continentales,  
Universidad de Concepción.  
Investigadora postdoctoral CRHIAM,  
Facultad de Ingeniería,  
Universidad del Desarrollo.

---



### **Diego Rivera**

Ingeniero Civil.  
Doctor en Ingeniería Agrícola,  
Universidad de Concepción.  
Profesor Titular Facultad de Ingeniería, Universidad  
del Desarrollo.  
Investigador Centro de Investigación en  
Sustentabilidad y Gestión Estratégica de Recursos,  
Facultad de Ingeniería, Universidad del Desarrollo.  
Investigador Principal CRHIAM.

---



### **Roberto Ponce**

Ingeniero Comercial.  
PhD in Science and Management of Climate Change,  
Ca'Foscari University, Venice, Italy.  
Profesor Asociado, Facultad de Economía y Negocios,  
Universidad del Desarrollo.  
Investigador Asociado CRHIAM.

---



### **Juan Munizaga**

Geógrafo.  
Magíster en Análisis Geográfico,  
Universidad de Concepción.  
Candidato a Doctor en Ciencias Ambientales,  
Universidad de Concepción.  
Apoyo técnico en investigación del Laboratorio  
Reducción de Riesgos Socionaturales (LARRS).

## RESUMEN

En Chile la intensificación de las presiones por el uso del agua en las cuencas ha implicado una gestión desequilibrada y heterogénea, así como también ha influido en la degradación de los ríos, causando impactos en el bienestar de los usuarios del agua. La Gestión Integrada de Cuencas considera a la cuenca hidrográfica como una unidad geográfica conformada por un sistema fluvial y todos sus aportantes que drenan hacia el mismo punto, incluyendo aguas subterráneas o acuíferos. No obstante, Chile se encuentra todavía en una fase inicial, en donde se hace necesaria la creación de Organismos de Cuencas y la creación de un marco regulatorio que permita dar protección a los sistemas fluviales y sus cuencas asociadas. La evolución de la vulnerabilidad y las variaciones de los patrones del paisaje pueden indicar el estado ecológico de una cuenca, además esto permite identificar y priorizar áreas altamente propensas a los estresores o forzantes. El índice de vulnerabilidad de cuencas integra un subíndice de estresores antropogénicos, subíndice de fragilidad ambiental y disturbios naturales.



## INTRODUCCIÓN

Chile presenta una gran diversidad de ecosistemas fluviales, los cuales se encuentran sujetos a múltiples factores de estrés que afectan su estructura y funcionamiento. Estos ecosistemas son de gran importancia para la biodiversidad y el desarrollo humano, pues son la base para el desarrollo de asentamientos, y la generación de interacciones complejas entre los sistemas humanos y naturales (Palma *et al.*, 2013).

Los sistemas fluviales son altamente dinámicos y generan procesos de erosión/acreción, lo que configura geomorfologías propias sobre las cuales se asientan diversas distribuciones bióticas que, posteriormente, son aprovechadas por actividades desarrolladas por los seres humanos (Piégay, 2016). Sin embargo, este aprovechamiento ha generado repercusiones que en muchos casos son irreversibles, como la pérdida de conectividad hidrológica producida por la alteración natural de los cursos fluviales (Poeppel *et al.*, 2017). Estos procesos se ven agravados a causa del cambio climático, pues se han modificado los patrones de precipitación, disminución del almacenamiento en los acuíferos y aumento de la temperatura, cambiando el régimen térmico con consecuencias en su biota (Ollero *et al.*, 2015). Esto también afecta los sistemas socioeconómicos, disminuyendo la oferta y calidad de los servicios ecosistémicos que estos brindan (OCDE, 2016).

Chile es un caso particularmente complejo. Por un lado, existe una gran cantidad de estresores como la urbanización directa, el dragado, canalizaciones e infraestructura hidráulica. Por otro lado, se tienen los efectos del cambio climático - disminución de precipitación, aumento en las temperaturas, disminución de escorrentía y cambios en los usos del suelo (Garreaud *et al.*, 2017).

Para gestionar los cambios, la Gestión Integrada de Cuencas considera la cuenca hidrográfica como una unidad geográfica conformada por un sistema fluvial y todos sus aportantes que drenan hacia el mismo punto, incluyendo aguas subterráneas o acuíferos (Dourojeanni *et al.*, 2002). La Gestión Integrada de Cuencas pone énfasis en la gestión del recurso hídrico y su relación con los usos de suelos, proponiendo manejar la cuenca con los procesos de infiltración y escorrentía para optimizar el aprovechamiento del recurso, generando el menor impacto posible sobre la cuenca (Dourojeanni *et al.*, 2002).

## ¿QUÉ ES UNA CUENCA HIDROGRÁFICA?

La cuenca hidrográfica es un territorio cuyo escurrimiento de las aguas superficiales confluyen hacia el mismo punto de salida y constituyen una red de drenaje común (Parra *et al.*, 2004). Los ecosistemas fluviales fluyen por cientos o miles de kilómetros, desde su nacimiento en las cabeceras de las cuencas, hasta la desembocadura, presentando cambios notables a medida que transitan por pequeños arroyos, hasta ríos continentales de mayor jerarquía (Fig.1) (Fritz *et al.*, 2018).

Los sistemas fluviales son sistemas abiertos y principalmente heterotróficos, los cuales cumplen un rol fundamental en los ciclos globales biogeoquímicos, ya que vinculan los sistemas terrestres y marinos mediante el transporte de diferentes solutos (Ejarque *et al.*, 2017). En general, la dinámica del ecosistema fluvial se encuentra regulada por la cuenca circundante como el área de drenaje, la disponibilidad y fuentes de energía, mientras que las fuentes de nutrientes que impulsan estos sistemas están controladas por la topografía, el clima, la geología, la posición en la cuenca, usos y coberturas del suelo (Atkinson *et al.*, 2019).

Cada río es un sistema de transporte donde la pendiente va disminuyendo con el gradiente fluvial. Vannote *et al.* (1980), desarrollaron la teoría del *river continuum* la que establece la hipótesis de que los procesos observables en las aguas abajo dependen de los procesos ocurridos aguas arriba. También propone que los ríos constituyen unidades desde su origen hasta su desembocadura en el mar, lo que proporciona una importante herramienta teórica para analizar las alternativas en algún segmento del río.

Desde la cabecera hasta la desembocadura, los ecosistemas de aguas fluyentes constituyen un continuo de condiciones ambientales cambiantes. Al hacer una subdivisión de un ecosistema complejo como los ríos, en sus componentes bióticos y abióticos, se puede distinguir en términos generales: la zona superior o cabecera, zona de transición o transferencia y zona de depositación o desembocadura. No obstante, en ríos de origen costero, el perfil longitudinal es marcadamente cóncavo, lo que genera ecosistemas fluviales característicos de cabecera hasta la desembocadura en cortas distancias (Habit *et al.*, 2003).

En general los ríos de cabecera son aproximadamente dos tercios de la longitud total del río. Por tanto, son enlaces importantes entre la cuenca y los alcances agua abajo (Weigelhofer, 2017). Los cauces de primer orden



se caracterizan por ser cortos, de bajo caudal, gran pendiente y alta velocidad de corriente (Parra *et al.*, 2004), tienen una función importante en la retención y el procesamiento de materia orgánica disuelta, particulada y nutrientes del entorno terrestre (aportes alóctonos, es decir, desde fuera del ecosistema fluvial) (Weigelhofer, 2017). Por tanto, los cauces de cabecera son cruciales en el mantenimiento de las funciones ecológicas de la cuenca.

A medida que los ríos aumentan su tamaño a mediano en la zona de transición, disminuye la pendiente y la velocidad de la corriente es más lenta. La dependencia de los aportes alóctonos de los ecosistemas terrestres aledaños, cambia por un predominio de la producción primaria debido a algas y macrófitos acuáticos (aportes autóctonos, es decir, producidos dentro de los límites del ecosistema). En la medida que los ríos crecen en tamaño, en la zona de depositación o desembocadura, se desarrollan condiciones más típicas de los ríos calmos: el canal es más ancho, profundo, la velocidad del cauce es menor y el caudal incrementa (Parra *et al.*, 2004). Además, la producción de la vegetación de ribera y la comunidad fitoplanctónica fluvial decrece, siendo una zona de producción heterótrofa.

En general, esta estructura heterogénea del continuo corresponde con el elevado dinamismo temporal y fluvial, expresándose en el transporte de sustancias disueltas y particuladas. La carga disuelta proviene principalmente del agua lluvia y de los iones que ésta disuelve del suelo o por meteorización química de la roca madre. Por otro lado, la carga particulada corresponde a la erosión y transporte de sedimentos de la cuenca tales como arcillas, rocas, hojas, detritos y troncos. Las concentraciones de los solutos en los ríos cambian con el caudal y con el origen de las aguas que llegan al río.

Otro elemento esencial del ecosistema fluvial es la zona de ribera y la llanura de inundación, que suelen quedar cubiertas de agua en períodos de crecida. La vegetación de ribera es una interfase entre los ecosistemas terrestres, el agua freática y el cauce fluvial. En particular, una franja de un metro de ancho puede retener hasta el 30% de los nitratos, como consecuencia de su utilización por la vegetación terrestre y la desnitrificación microbiana en el suelo, además la zona de ribera funciona como un corredor biológico y una zona de reserva para la flora y fauna en los ecosistemas terrestres (Sabater *et al.*, 2009).

Aproximadamente el 87% de la superficie terrestre está conectada a los océanos por los ríos, los cuales representan la vía principal para el agua y el material particulado (principalmente partículas litogénicas y orgánicas terrestres) para ser transportado a los sistemas costeros adyacentes contribuyendo con  $35.000 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$  de agua. Estos ingresos juegan un rol fundamental en los sistemas costeros; sin embargo, los aportes son variables en el tiempo, los cuales disminuyeron un 20% entre 1960 y 2000, probablemente como resultado de varios factores de estrés, incluido el cambio climático (Higueras *et al.*, 2014). En la actualidad los ecosistemas fluviales se ven afectados por numerosos factores de estrés, tanto antropogénicos como naturales, respondiendo con un marcado dinamismo. No obstante, algunos estresores son permanentes y afectan de forma irreversible a los ecosistemas fluviales (ej. modificaciones hidrológicas, urbanización) (Sabater *et al.*, 2009).

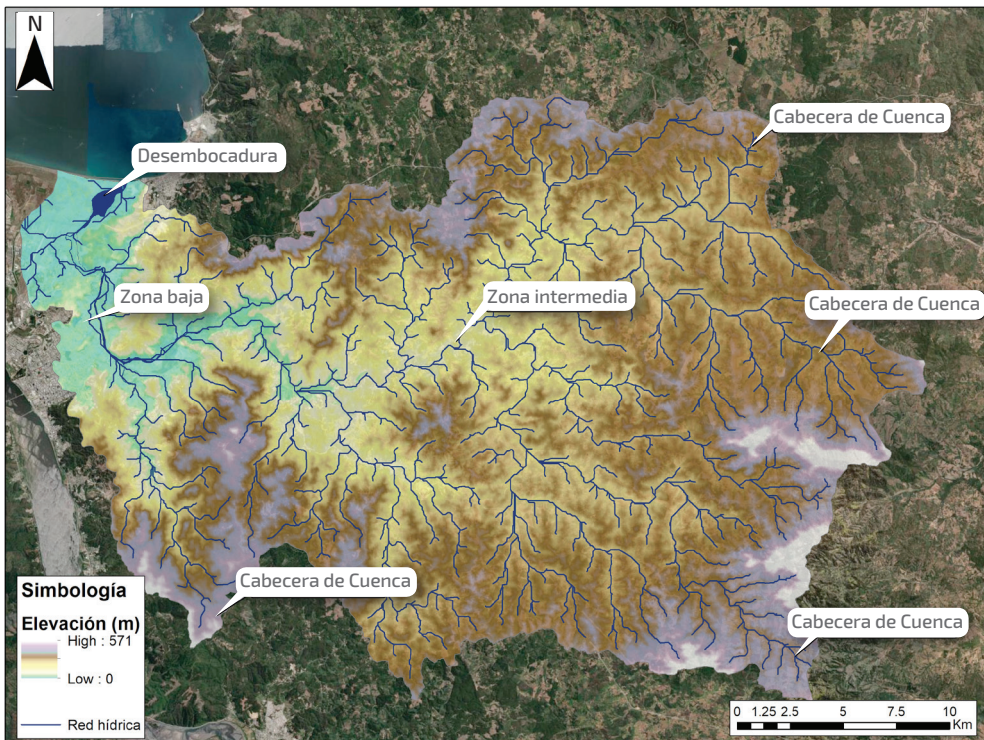


Figura 1.

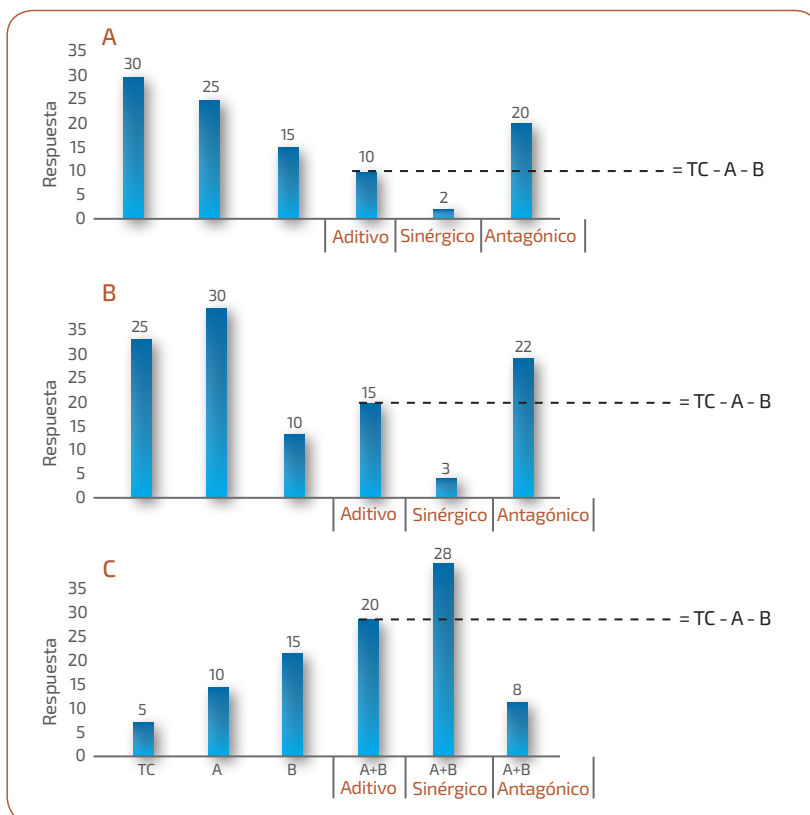
Esquema de la zonificación de una cuenca costera (Cuenca del río Andalién) de acuerdo con su elevación (m) y ríos. Fuente: Elaboración propia.

## ¿QUÉ SON LOS ESTRESORES ANTROPOGÉNICOS?

En la Cumbre de Estocolmo de 1972 se inició la discusión de los posibles efectos del hombre sobre los recursos naturales y los ecosistemas. Si bien se han documentado los efectos individuales de los diversos factores estresantes en las especies y ecosistemas, la investigación de los impactos acumulativos e interactivos de múltiples factores estresantes es menos frecuente (Crain *et al.*, 2008). En la actualidad aún no existen estudios que cuantifiquen los múltiples estresores sobre el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, pese a que los ríos son clasificados como ecosistemas altamente sensibles a los efectos netos de múltiples factores de estrés que exacerban la degradación ecológica (Jackson *et al.*, 2016; Ormerod *et al.*, 2010). En general, los ecosistemas se encuentran expuestos a cambios y respuestas graduales (Ormerod *et al.*, 2010), pero estas respuestas pueden ser interrumpidas por cambios drásticos y repentinos.

El término estresor se enfoca exclusivamente en perturbaciones antropogénicas, siendo cualquier variable biótica o abiótica, derivado de la intervención humana, que desplaza al receptor fuera del rango de su funcionamiento normal, y afecta de manera positiva o negativa a un taxón (grupo de organismos emparentado), comunidad o el funcionamiento del ecosistema en relación con su condición de referencia (Piggott *et al.*, 2015). Por tanto, un receptor es cualquier sistema biológico impactado por un estresor. Las consecuencias pueden ser detectadas en un gran rango de niveles de complejidad, desde entidades moleculares, poblacional, comunidades e incluso ecosistémicas.

Los efectos de los estresores sobre los receptores pueden ser cualquier cambio producido por un estresante en el receptor. Dependerá de la intensidad, tiempo y la duración del factor estresante, así como en la sensibilidad del receptor a ese estrés particular. Además, los factores de estrés antropogénico pueden tener efectos aditivos simples, sinérgicos y antagonicos sobre los sistemas fluviales. Son aditivos aquellos impactos acumulados, mientras que los sinérgicos son un tipo específico de interacción no aditiva, que ocurre cuando el impacto combinado de varios factores estresantes es mayor que la suma de los efectos individuales (Fig.2) (Piggott *et al.*, 2015).



**Figura 2.**

Tipos de interacciones entre estresores. La figura 2 muestra la diferencia entre un control (C), un estresor A, un estresor B, la interacción de dos estresores (A+B). Los tipos de interacción (aditiva, sinérgica y antagónica) dependen de la respuesta A+B y puede ser: doble negativo (Fig.2A), opuesta (Fig.2B), o doble positivo (Fig.2C). Fuente: Modificado de Crain *et al.*, (2008).

## TIPOS DE ESTRESORES EN LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Un estresor antropogénico es cualquier posible fuente de contaminación, daño o destrucción resultante de las actividades humanas en un ecosistema (Harik *et al.*, 2017). Los principales factores de estrés son:

**Superficies productivas y población:** Las plantaciones forestales, agricultura, ganadería y urbanización, causan fragmentación y alteración de la conectividad del paisaje. Además, afectan la hidrología y geomorfología de los ríos.

**Distancia de la carretera al río:** Los caminos y carreteras son franjas que interfieren de forma directa e indirecta con la hidrodinámica de los ríos, al causar la intrusión de contaminantes a través de la escorrentía.

**Extracción de grava y arena:** La extracción de arena disminuye el lecho del río y aumenta el transporte de sedimentos finos hacia la zona inferior y la zona costera adyacente. Mientras que la extracción de grava causa una pérdida de la heterogeneidad del hábitat (Mori *et al.*, 2011). La interfaz de estuarios y ríos es altamente vulnerable a las extracciones de arena y grava, ya que pueden extender el límite salino aguas arriba, cambiando la dinámica de las mareas en el estuario y, por lo tanto, en la estructura de la comunidad (Erskine, 1990).

**Canalización en ríos:** La canalización de los ríos es uno de los estresores con mayor impacto. Existen diferentes tipos de canalización con diferentes grados de impacto sobre el río. Por ejemplo, los taludes homogeneizan la velocidad del caudal, disminuyendo rápidos, profundidad y tipos de sustrato. Mientras que la estabilización de riberas produce pérdida de sinuosidad al eliminar meandros, así como también disminuye la composición de la flora y fauna (Rambaud *et al.*, 2009).

**Vertederos:** Los vertederos conforman una matriz química compleja que incluye materia orgánica, sales inorgánicas y metales pesados entre otros compuestos. La concentración y composición del lixiviado dependerá de las características de los residuos.

---

## DISTURBIOS NATURALES

Los disturbios son definidos como un evento discreto o único que varían en tamaño, magnitud, frecuencia e intensidad, pueden alterar un nivel ecológico, un componente ambiental y/o un ecosistema. El concepto de disturbio se encuentra relacionado con los conceptos de estabilidad, diversidad, resistencia, resiliencia y entropía de los sistemas ambientales, y es la base de las teorías que explican los mecanismos de coexistencia

de especies en la comunidad. Por tanto, es importante distinguir los diferentes tipos de disturbios. Tradicionalmente se han considerado eventos irregulares y poco comunes que causan cambios abruptos en las estructuras de las poblaciones y comunidades biológicas, alejándolos de condiciones relativamente estables y cerca de un posible equilibrio. Los disturbios son considerados eventos poco frecuentes e irregulares, que causan cambios estructurales en las comunidades naturales como las condiciones químicas, físicas o ecológicas encontradas antes del evento (posible equilibrio). Pickett *et al.* (1989) establece una definición universal del concepto de disturbio:

1. Se debe identificar el componente ambiental afectado en un determinado nivel ecológico (individuo, población, comunidad, ecosistema).
2. Distinguir los cambios producidos por el disturbio y por procesos o factores limitantes.
3. Distinguir entre consecuencias directas e indirectas del disturbio (Battisti *et al.*, 2016).

Los disturbios se pueden dividir en: directas, por ejemplo, que influyen en un entorno objetivo; y disturbios indirectos, que afectan objetivos ecológicos específicos a través de otros componentes. Adicionalmente, se encuentran aquellos que actúan de forma selectiva y aquellos que, por el contrario, intervienen manifestándose al azar en todo el ecosistema. Por lo tanto, una de las prioridades para el manejo de un área o de un objetivo específico de conservación es investigar el esquema de los disturbios locales. Dicha evaluación debe realizarse para un sitio determinado y en una escala de referencia espacial-temporal específica teniendo en cuenta los disturbios naturales y antropogénicas, así como los efectos e impactos directos e indirectos sobre la diversidad biológica, el mosaico ambiental y otros componentes del ecosistema (suelo, agua, aire, entre otros) (Battisti *et al.*, 2016).

---

## TIPOS DE DISTURBIOS NATURALES

### Algunos de los principales disturbios naturales son:

**Inundaciones fluviales y tsunamis:** Las inundaciones son aumentos en el flujo de agua en un río, mientras que la inundación por tsunamis produce una intrusión de agua salada (Rojas *et al.*, 2017; Watanabe *et al.*, 2014). Ambos

disturbios son categorizados con un impacto medio y alto respectivamente, ya que generan cambios en la estructura de la vegetación y efectos geomorfológicos tales como agradación (depósito de sedimentos), erosión, ensanchamiento de canales y pérdida de planicies aluviales.

**Incendios forestales:** Los incendios forestales en su gran mayoría son originados por causas antropogénicas, solo el 2% ha sido clasificado como natural (Alcañiz *et al.*, 2018). Son un factor recurrente en donde predominan plantaciones exóticas, las cuales son sensibles dada su combustibilidad. Dentro de los principales impactos sobre los ríos y ecosistemas se encuentran la degradación de suelos, vegetación y modificación de las características hidrológicas debido al incremento en la concentración de sedimentos finos.

**Remoción en masa:** la susceptibilidad a deslizamientos se encuentra relacionada con los umbrales de anomalías climáticas tales como intensidad y duración de la precipitación, sismos o terremotos, cobertura vegetal y tipo de actividad económica relacionada con la expansión urbana, asentamientos en zonas susceptibles a deslizamientos) (López, 2013; Mardones y Vidal, 2001). Los impactos de los deslizamientos en el sistema fluvial incluyen cambios morfológicos en el canal aluvial, intrusión de flujos de escombros que pueden erosionar o bloquear tramos del río, aumento de los sedimentos, afectando a la integridad biótica y salud del río.

---

## FRAGILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS

La fragilidad del ecosistema a los factores de estrés exógenos y endógenos ha sido objeto de un largo e intenso debate. Sin embargo, el debate no ha llegado a un acuerdo sobre la definición de estas propiedades o modelos conceptuales generales y prácticos para calcular los indicadores correspondientes. En consecuencia, una definición apropiada sería entender la fragilidad como el inverso de la estabilidad, es decir, alta fragilidad es igual a la baja estabilidad y viceversa. Por tanto, definiremos fragilidad ambiental como el grado de susceptibilidad que permite el deterioro del ambiente sobre un umbral preestablecido. El análisis de esta relación permite cuantificar y entender la correspondencia entre los estresores antrópicos y calidad ambiental (Manfré *et al.*, 2013; Taleb & Douady, 2012). Algunos factores que permiten determinar la fragilidad ambiental son:

**Clases de suelos:** Las propiedades de cada clase de suelo determinan la fragilidad ambiental frente a los impactos antrópicos. Las clases de suelos se determinan en función de la textura, estructura, consistencia, grado de cohesión y profundidad/espesor del horizonte. Por ejemplo, suelos franco-arenosos poco profundos con matriz arcillosa presentan fragilidad media frente a estresores antrópicos, mientras que suelos con alto contenido de arena o limo, son más frágiles.

**Grado de erosión:** La erosión es causada por el desprendimiento y movimiento de suelos o rocas debido a la acción del agua, el viento, el hielo o la gravedad. Se encuentra relacionado con la litología, topografía, el clima y los suelos.

**Gradiente de la pendiente:** La pendiente influye en los procesos y balances hídricos por eventos de precipitación, ya que altera el flujo superficial de escorrentía y la intrusión de material orgánico e inorgánico, nutrientes y sedimentos finos en los ríos.

**Exposición de la ladera:** La exposición de la ladera determina la distribución y tipo de vegetación. Hidrológicamente, es un factor como mecanismo de control estacional en la generación de escorrentía y humedad del suelo, influyendo directamente en los procesos hidrológicos y erosión.

**Orden del canal:** Los ríos de primer y segundo orden son ríos de cabecera con baja fragilidad y pendientes pronunciadas, en donde predomina la intrusión de material particulado externo. Mientras que, en ríos con orden mayor al tercer grado, la fragilidad aumenta debido a la cantidad de presiones antrópicas existentes en las secciones inferiores de las cuecas (Elliott & Vose, 2016).

**Cobertura vegetal y zonas de ribera:** Uno de los principales factores dentro de la fragilidad de una cuenca o río es el ancho de la zona de ribera, el grado de cobertura vegetal, la biodiversidad y la riqueza de especies (Elliott & Vose, 2016).

**Precipitaciones:** Las precipitaciones son un componente clave en el ciclo del agua, ya que afectan el almacenamiento, así como la calidad de agua en los ríos.



### VULNERABILIDAD DE CUENCAS

Las definiciones de vulnerabilidad abarcan y evalúan una amplia variedad de contenidos y disciplinas (Tran *et al.*, 2012; Shabbir y Ahmad, 2016). En general, las conceptualizaciones discuten el término de vulnerabilidad en función de cuatro dimensiones fundamentales:

1. Sistema, como región geográfica o sistema natural.
2. Atributo de preocupación, es decir, el atributo valorado que está siendo amenazado por su exposición al peligro.
3. Peligro, es decir, la influencia que puede afectar adversamente a un atributo valorado de un sistema.
4. Referencia temporal, momento o periodo de interés.

Algunos autores, como Fuertes-Gutiérrez y Fernández-Martínez (2010), definen la vulnerabilidad como la sensibilidad o fragilidad ambiental a la degradación, debido a amenazas antrópicas y naturales de acuerdo con las características intrínsecas y extrínsecas del ambiente. Otros autores, definen vulnerabilidad como sinónimo de riesgo de acuerdo con su fragilidad (sensibilidad a la degradación) debido a las amenazas naturales y antrópicas. Algunos autores discuten que la fragilidad puede ser un sinónimo de vulnerabilidad y considerada el origen de la amenaza (vulnerabilidad antrópica y natural). Por tanto, definiremos la vulnerabilidad de la cuenca como el grado de sensibilidad o fragilidad ambiental que pueden experimentar daño debido a una o múltiples perturbaciones de los estresores antrópicos y disturbios naturales (Toro *et al.*, 2012, Turner II *et al.*, 2003).

---

### ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD DE UNA CUENCA COSTERA

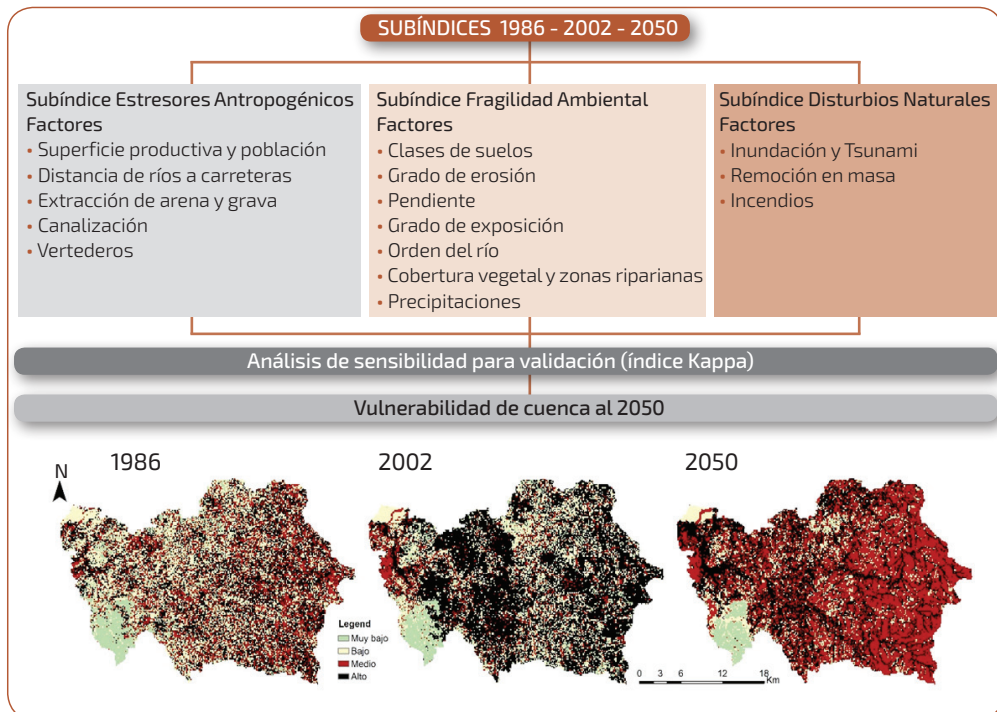
La evolución de la vulnerabilidad y las variaciones de los patrones del paisaje pueden indicar el estado ecológico de una cuenca (Zho *et al.*, 2021), además permite identificar y priorizar áreas altamente propensas a los estresores o forzantes, lo cual representa un desafío para ayudar a los formuladores de políticas a proponer intervenciones correctas en asuntos de planificación del territorio (Cabral-Alemán *et al.*, 2021).

En cuencas costeras, tanto la intensificación de las presiones como la urbanización y el uso de suelos, ha contribuido a una gestión desequilibrada

(Salhi, 2021), y en la degradación de los ríos, causando impactos en el bienestar de los usuarios del agua. A continuación, se entrega una descripción resumida de las etapas más importantes para evaluar la vulnerabilidad de cuencas al 2050.

### Fuentes de información para el índice de vulnerabilidad de cuencas hidrográficas

Para construir un índice de vulnerabilidad, primero hay que definir el concepto. Para este análisis se utilizó la definición de Füssel (2007). Posteriormente se seleccionó el sistema de interés, los estresores y los periodos de estudio. Luego desarrollamos un índice expresado como una función de los indicadores (Fig. 3).



**Figura 3.**

Estructura de los subíndices e índice de vulnerabilidad de cuenca.  
Fuente: Elaboración propia.

## ANÁLISIS DEL ÍNDICE DE VULNERABILIDAD DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS

El análisis del índice es simple, resume e integra información espacial, bases de datos teóricas y el conocimiento de expertos. Además, permite reconocer áreas vulnerables para implementar una gestión integrada y eficaz. La vulnerabilidad de una cuenca se describe a través del porcentaje de cada tipo de vulnerabilidad, ya sea para cada factor, subíndice y/o índice de vulnerabilidad de cuenca.

A continuación, se describirán los resultados del análisis de vulnerabilidad de la cuenca al 2050 del río Andalién utilizados como ejemplo en esta serie comunicacional.

### Subíndice de estresores antropogénicos

La figura 4 muestra el cambio creciente de vulnerabilidad media y alta entre el año 1986 al 2050 con una tasa de 16,1 ha/año. Esta tendencia se debe principalmente al aumento significativo de las superficies productivas y la población, las cuales incrementaron de 37.2 a 62.3%. La distancia de ríos a las carreteras, vertederos, extracción de arena y grava, son factores que tienen un peso menor dentro del subíndice y no presentan cambios significativos entre los años 1986 al 2050. No obstante, estos tipos de factores se acumulan en la zona inferior de la cuenca, aumentando los niveles de alta vulnerabilidad.

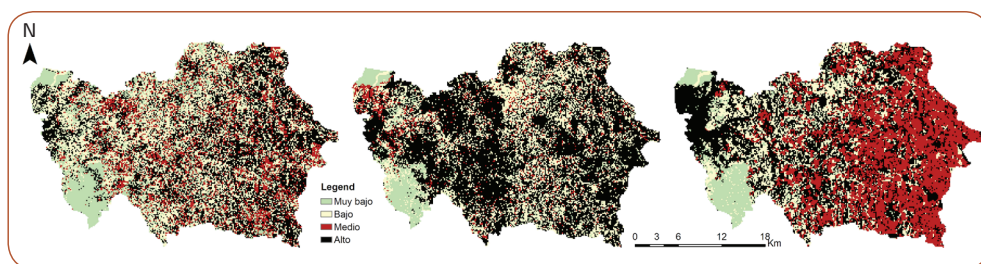


Figura 4.

Subíndice de estresores antropogénicos para los años 1986, 2002 y 2050 en la cuenca del río Andalién. Fuente: Elaboración propia.

### Subíndice de fragilidad ambiental

En la Figura 5, se observa que la fragilidad ambiental aumentó de un 17.9 a 22.5% en vulnerabilidad alta entre los años 1986 al 2050 con una tasa de 57.8 ha/año. Respecto a la distribución de la vulnerabilidad, se observa que en 1986 en la zona superior e inferior de la cuenca, predomina la vulnerabilidad alta y media 17.9 y 27.7% respectivamente. Para el año 2002, aumenta la vulnerabilidad baja y media 32.6 y 18.4%, asociadas a la zona inferior de la cuenca. Para el 2050 el patrón de distribución cambia, observándose un aumento de la fragilidad ambiental media (43.2%) en la sección alta y la sección inferior de la cuenca. Al aplicar el índice de Moran (mide si el conjunto de datos está auto correlacionado, lo que permite identificar aquellas áreas que son más vulnerables a los múltiples estresores antrópicos y naturales), se observaron diferencias significativas entre los años 1986, 2002 y 2050 con una autocorrelación de 0.50, 0.55, 0.55 respectivamente.

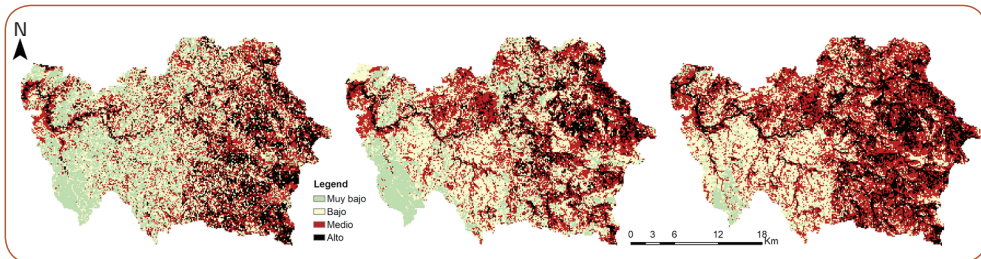
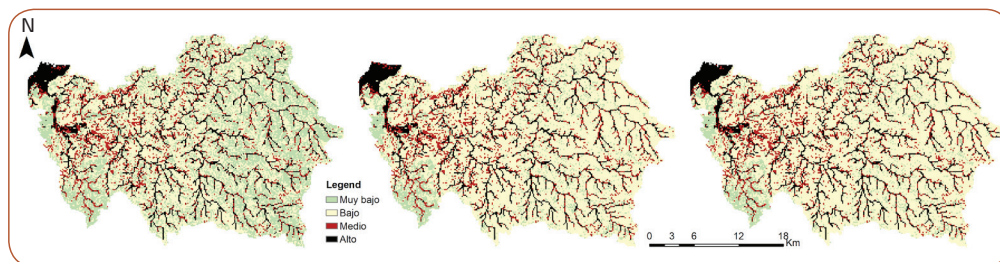


Figura 5.

Subíndice de fragilidad ambiental para los años 1986, 2002 y 2050 en la cuenca del río Andalién. Fuente: Elaboración propia.

### Disturbios naturales

En la Figura 6, se puede observar que los disturbios naturales aumentaron de un 11.6 a 12.3% en vulnerabilidad alta entre los años 1986 al 2050 con una tasa de 8.6 ha/año. Respecto a la distribución de la vulnerabilidad, se observa que en 1986 predomina la vulnerabilidad muy baja y baja (32.3, 46.8%), mientras que, para el año 2050, aumenta la vulnerabilidad baja y alta (68.5, 12.3%). No obstante, dicho incremento se observa en la sección inferior de la cuenca.

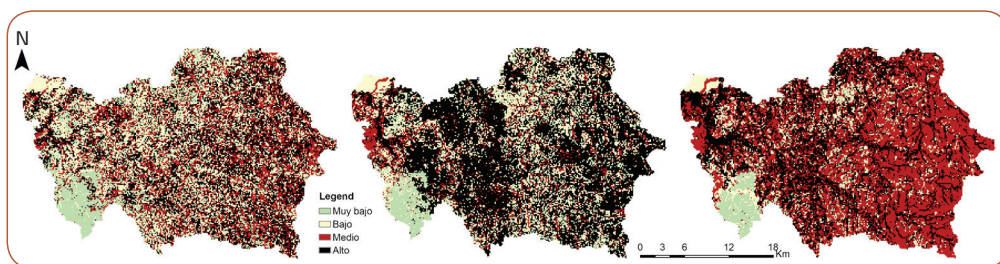


**Figura 6.**

Subíndice de disturbios naturales para los años 1986, 2002 y 2050 en la cuenca del río Andalién. Fuente: Elaboración propia.

### Índice de vulnerabilidad de cuenca

En la Figura 7, se observa que la vulnerabilidad de cuenca aumentó de un 31.1 a 34.2% en vulnerabilidad alta entre los años 1986 al 2050 con una tasa de 13.3 ha/año. Durante el año 1986 y 2002 fue posible evidenciar un predominio de la vulnerabilidad alta (33.1, 58.3%), mientras que para el año 2050 aumenta de la vulnerabilidad media (49.7%). La distribución de las vulnerabilidades media y alta se encontraron asociadas a la zona alta e inferior de la cuenca, en donde predominan plantaciones forestales y urbanización. Respecto a la distribución de la vulnerabilidad baja y muy baja, es posible observarla en fragmentos asociados a una reserva nacional y el sistema humedal Rocuant Andalién, sitio prioritario para la conservación.



**Figura 7.**

Índice de vulnerabilidad para los años 1986, 2002 y 2050 en la cuenca del río Andalién. Fuente: Elaboración propia.

En general, con este método, podemos identificar y cuantificar a través de la vulnerabilidad el efecto de los múltiples forzantes. El índice nos muestra que las intervenciones antropogénicas aumentan al año 2050, perturbando gravemente la cobertura vegetal y por ende la integridad de la biodiversidad.

La cuenca del río Andalién se encuentra inmersa en el Área Metropolitana de Concepción (AMC), en donde existe el Parque Nacional Nonguén y el Sistema de Humedal Rocuant Andalién, ambos con una alta biodiversidad y endemismo, los cuales contribuyen a disminuir el nivel de vulnerabilidad de la cuenca. Por tanto, es importante considerar la conservación de estos ecosistemas dentro de las áreas urbanas, favoreciendo el desarrollo de anillos verdes y corredores biológicos que contribuyan a la disminución de la fragilidad ambiental.

---

## CONCLUSIÓN

El índice de vulnerabilidad de cuenca permite comprender la distribución espacial de los múltiples forzantes en función de las características ambientales del territorio. Provee una base científica para el desarrollo de recursos naturales, uso de suelos, protección del medio ambiente, la planificación territorial y políticas públicas. Por lo tanto, puede proporcionar recomendaciones de implementación de políticas para coordinar la protección del ecosistema y el desarrollo socioeconómico, mejorando la vulnerabilidad de la cuenca.

El índice tiene algunas limitaciones que deben ser consideradas. Por ejemplo, se desarrolló en una cuenca costera en la que no existen represas/embalses. El índice es un enfoque preliminar, por lo tanto, para aplicarlo en cuencas andinas, deben tenerse en cuenta otras actividades humanas y disturbios naturales (por ejemplo, extracciones y tomas, represas/embalses, actividad ganadera, minería, especies invasoras, estrés hídrico, sequía y erupciones volcánicas). Adicionalmente es adaptable a otras ecorregiones climáticas con diferentes eventos naturales o actividades humanas, para estos casos sugerimos modificar los factores de cada subíndice según los tipos de estresores y los disturbios naturales en el área estudio. Por ejemplo, en cuencas con régimen pluvio-nival, se debe considerar el derretimiento de los glaciares y la nieve. Sin embargo, es necesario establecer metodologías estandarizadas de levantamiento de información y muestreos en las instituciones públicas y privadas. De esta forma se podrá analizar los efectos acumulados y sinérgicos de las diferentes actividades antrópicas con el fin de disminuir la brecha en el entendimiento de los múltiples forzantes, que potencialmente contribuyen continuamente a la degradación de la salud de los ecosistemas.

## REFERENCIAS

- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X., 2018. Effects of prescribed fires on soil properties: a review. *Sci. Total Environ.* 613–614, 944–957
- Atkinson, C. L., van Ee, B. C., Lu, Y., & Zhong, W. 2019. Wetland floodplain flux: Temporal and spatial availability of organic matter and dissolved nutrients in an unmodified river. *Biogeochemistry*, 142(3), 395-411.
- Battisti, C., Poeta, G., & Fanelli, G. 2016. An introduction to disturbance ecology. *Cham: Springer*, 13-29.
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11(12), 1304-1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., & Chávez, G. 2002. *Gestión del agua a nivel de cuencas: Teoría y práctica*. Cepal.
- Ejarque, E., Freixa, A., Vazquez, E., Guarch, A., Amalfitano, S., Fazi, S., Romani, A. M., & Butturini, A. 2017. Quality and reactivity of dissolved organic matter in a Mediterranean river across hydrological and spatial gradients. *Science of The Total Environment*, 599–600, 1802-1812.
- Elliott, K. J., & Vose, J. M. 2016. Effects of riparian zone buffer widths on vegetation diversity in southern Appalachian headwater catchments. *Forest Ecology and Management*, 376, 9-23.
- Erskine, W. D. 1990. Environmental impacts of sand and gravel extraction on river systems. *The Brisbane River: A Source Book for the Future*, 295-302. Disponible en: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-0005671575&partnerID=40&md5=98c739763e28919c6730f0e02ef47721>
- Fadel, M. 2017. Implications of adopting a biodiversity-based vulnerability index versus a shoreline environmental sensitivity index on management and policy planning along coastal areas. *Journal of Environmental Management*, 187, 187-200.
- Folt, C. L., Chen, C. Y. Moore, M. V., Burnaford, J. 1999. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.* 44, 3. 864–877.

- Fritz, K. M., Schofield, K. A., Alexander, L. C., McManus, M. G., Golden, H. E., Lane, C. R., Kepner, W. G., LeDuc, S. D., DeMeester, J. E., & Pollard, A. I. 2018. Physical and Chemical Connectivity of Streams and Riparian Wetlands to Downstream Waters: A Synthesis. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 323-345.
- Fuertes-Gutiérrez, Fernández-Martínez. 2010. Geosites inventory in the Leon Province (Northwestern Spain): a tool to introduce geoheritage into regional environmental management. *Geoheritage* 2, 57-75.
- Füssel, H.M., 2007. Vulnerability: a generally applicable conceptual framework for climate change research. *Glob. Environ. Chang.* 17, 155-167.
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. 2017. The 2010-2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307-6327.
- Habit, E., Victoriano, P., & Rodríguez-Ruiz, A. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(1), 3-14.
- Harik, G., Alameddine, I., Maroun, R., Rachid, G., Bruschi, D., Astiaso Garcia, D., & El Higuera, M., Kerhervé, P., Sanchez-Vidal, A., Calafat, A., Ludwig, W., Verdoit-Jarraya, M., Heussner, S., & Canals, M. 2014. Biogeochemical characterization of the riverine particulate organic matter transferred to the NW Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 11(1), 157-172.
- Jackson, M. C., Loewen, C. J. G., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. 2016. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 22(1), 180-189.
- López, F. 2013. Landslide hazard assessment on the hills La Unión and Zaror. District of Talcahuano, Biobío Region (Chile). *Rev. Geogr.* 4 (6), 59-83.
- Manfré, L. A., da Silva, A. M., Urban, R. C., & Rodgers, J. 2013. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: A study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). *Environmental Earth Sciences*, 69(3), 947-957. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1979-2>



- Mardones, M., & Vidal, C. 2001. La zonificación y evaluación de los riesgos naturales de tipo geomorfológico: Un instrumento para la planificación urbana en la ciudad de Concepción. *EURE (Santiago)*, 27, 97-122.
- Mori, N., Simčič, T., Lukančič, S., & Brancelj, A. 2011. The effect of in-stream gravel extraction in a pre-alpine gravel-bed river on hyporheic invertebrate community. *Hydrobiologia*, 667(1), 15-30.
- Nilsson, C., & Grelsson, G. 1995. The Fragility of Ecosystems: A Review. *The Journal of Applied Ecology*, 32(4), 677.
- Okoli, C., Pawlowski, S.D. 2004. The Delphimethod as a research tool: an example, design considerations and applications. *Inf. Manag.* 42 (1), 15-29.
- Ollero, A., Ibisate, A., Granada, D., & Asua, R. R. de. 2015. Channel Responses to Global Change and Local Impacts: Perspectives and Tools for Floodplain Management, Ebro River and Tributaries, NE Spain. En P. F. Hudson & H. Middelkoop (Eds.), *Geomorphic Approaches to Integrated Floodplain Management of Lowland Fluvial Systems in North America and Europe* (pp. 27-52). Springer New York.
- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., & Townsend, C. R. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1-4.
- Palma, A., González-Barrientos, J., Reyes, C. A., & Ramos-Jiliberto, R. 2013. Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 86, 1-14.
- Parra, Ó., Della Croce, N., & Valdovinos, C. 2004. Elementos de limnología teórica y aplicada. Microart's Edizioni.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J., & Collins, S. L. 1989. The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels. *Oikos*, 54(2), 129.
- Piégay, H. 2016. System approaches in fluvial geomorphology. En *Tools in Fluvial Geomorphology* (pp. 77-102). John Wiley & Sons, Ltd.

- Piggott, J. J., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. 2015. Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors. *Ecology and Evolution*, 5(7), 1538-1547.
- Poepl, R. E., Keesstra, S. D., & Maroulis, J. 2017. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. *Connectivity in Geomorphology from Binghamton 2016*, 277, 237-250.
- Rambaud, M., Combroux, I., Haury, J., Moret, J., Machon, N., Zavodna, M., & Pavoine, S. 2009. Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities in four French streams in the Seine-Normandy catchment. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(3), 596-610.
- Rojas, O., Mardones, M., Rojas, C., Martínez, C., & Flores, L. 2017. Urban Growth and Flood Disasters in the Coastal River Basin of South-Central Chile (1943-2011). *Sustainability*, 9(2), 195.
- Sabater, S., Elosegi, A., & e-libro, C. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA.
- Shabbir, R., Ahmad, S.S. 2016. Water resource vulnerability assessment in Rawalpindi and Islamabad, Pakistan using Analytic Hierarchy Process (AHP). *JKSUS* 28, 293-299.
- Taleb, N. N., & Douady, R. 2012. Mathematical Definition, Mapping, and Detection of (Anti)Fragility. *SSRN Electronic Journal*.
- Toro, J., Duarte, O., Requena, I., & Zamorano, M. 2012. Determining Vulnerability Importance in *Environmental Impact Assessment*. *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1), 107-117.
- Tran, L.T., O'Neill, R.V., Smith, E.R. 2012. A watershed based method for environmental vulnerability assessment with a case study of the Mid-Atlantic región. *Sci. Total Environ.* 34, 58-64.
- Turner II, B.L., Kasperson, R.E., Matsone, P.A., McCarthyf, J.J., Corellg, R.W., Christensene, L., Eckleyg, N., Kasperson, J.X., Luerse, Marybeth, A., Martellog, L., Polskya, C., Pulsipher, A., Schillerb, A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *PNAS* 100, 8074-8079.

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Watanabe, K., Yaegashi, S., Tomozawa, H., Koshimura, S., & Omura, T. 2014. Effects on river macroinvertebrate communities of tsunami propagation after the 2011 Great East Japan Earthquake. *Freshwater Biology*, 59(7), 1474-1483.
- Weigelhofer, G. 2017. The potential of agricultural headwater streams to retain soluble reactive phosphorus. *Hydrobiologia*, 793(1), 149-160.



Universidad de Concepción

# VULNERABILIDAD DE CUENCAS: ESTRESORES Y DESAFÍOS

Loretto Arriagada / Diego Rivera / Roberto Ponce / Juan Munizaga

Serie Comunicacional CRHIAM

