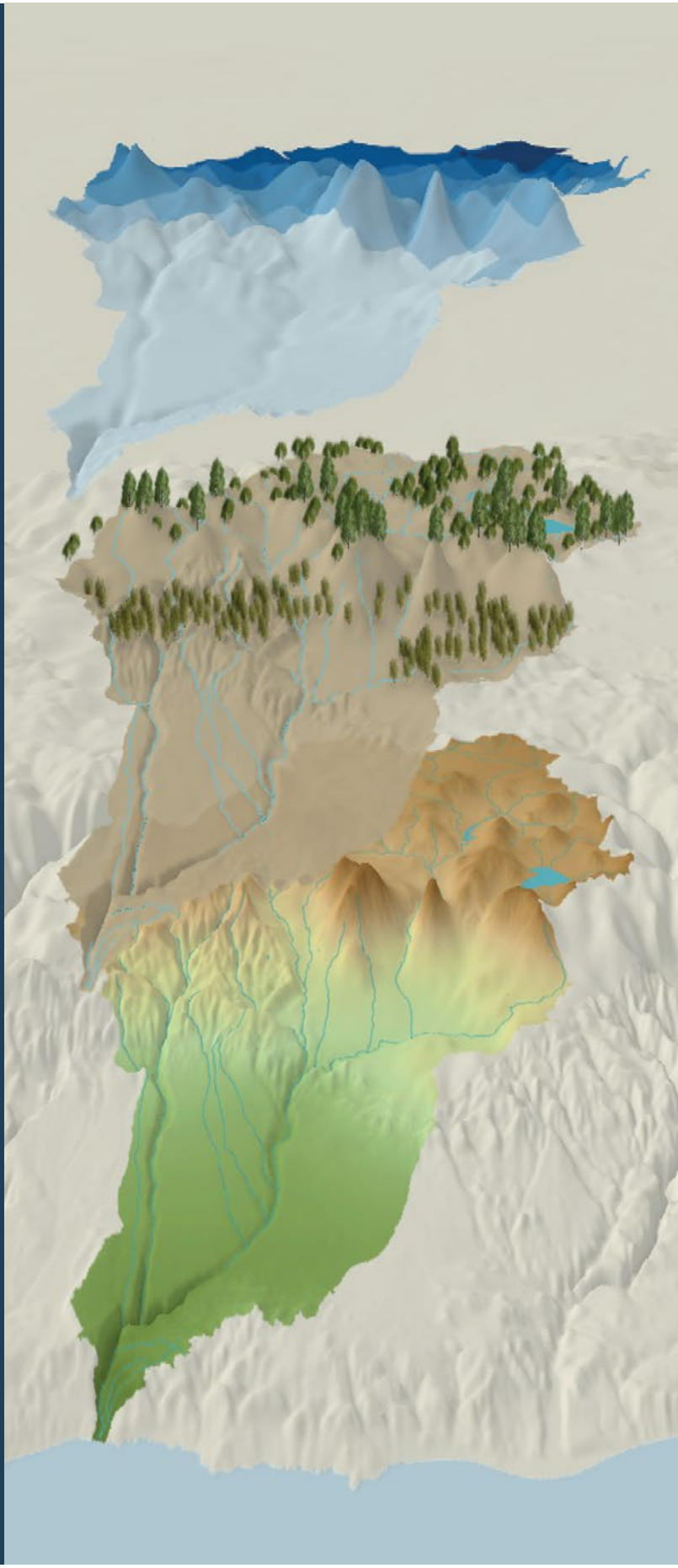
USAID DEL PUEBLO DE LOS ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA

Canadá

# Guía de modelación hidrológica

para la infraestructura natural



## Infraestructura Natural

para la Seguridad Hídrica

FOREST TRENDS · CONDESAN · SPDA · EcoDecisión · Imperial College London · atUK

## Autores:

Boris F. Ochoa-Tocachi[1,2]
José Cuadros Adriazola[3]
Edwing Arapa Guzmán[3]
Natalia Aste Cannock[3]
Eric Ochoa-Tocachi[1]
Vivien Bonnesoeur[3]

### Revisión

Morgane Lalonde-Le Pajolec[2]
Víctor Alarcón Jibaja[3]
Fabian Drenkhan[2]
Francisco Román[3]
Wouter Buytaert[2]
Gena Gammie[4]



Editado por Forest Trends Association. Av. Ricardo Palma 698, Miraflores
1ª edición, enero 2022. Actualizada en junio 2022.

**Producción y cuidado de edición:** Gabriel Rojas Guillén[4]
**Revisión:** Doris Mejía V.[4]

**Mediación**: Mercy Sandoval Carnaque[4] | Guisella Infantes[4] | Gabriel Rojas Guillén[4]
**Corrección de estilo:** Antonio Luya Cierto

**Diseño y diagramación:** Javier Domínguez | Juan José Vásquez

**Imagen de portada:** Natalia Aste Cannock[3]

Esta publicación fue posible gracias al generoso apoyo del pueblo de los Estados Unidos de América a través de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) y el Gobierno de Canadá. Los contenidos son responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente las opiniones de USAID, ni del Gobierno de los Estados Unidos de América, ni del Gobierno de Canadá.



[1] ATUK Consultoría Estratégica; Cuenca, Ecuador.
[2] Imperial College London; Londres, Reino Unido.
[3] CONDESAN; Lima, Perú.
[4] Forest Trends; Washington DC, Estados Unidos.



Foto: Julio Reaño



Foto: Renny Daniel Díaz Aguilar

# Prólogo

Cada día tenemos más evidencias de la creciente doble crisis de cambio climático e inseguridad hídrica. Los picos y caídas en el ciclo del agua se traducen en inundaciones y sequías en nuestros hogares y empresas, y en pérdidas y daños en nuestras comunidades.

Al mismo tiempo, estamos perdiendo aliados fundamentales en esta lucha: la deforestación y la degradación de los ecosistemas han aumentado a niveles sin precedentes, debilitando los mismos ecosistemas que podrían ayudarnos a adaptarnos a los extremos de nuestra nueva realidad.

Sin embargo, también vemos compromisos sin precedentes para hacer frente a estas crisis. Los gobiernos, las empresas y la sociedad civil están empezando a unirse para crear soluciones políticas y financieras innovadoras. En cuanto a la infraestructura natural para el agua, hay cientos de miles de millones de dólares de nuevo financiamiento sobre la mesa – tanto en países desarrollados como en países en desarrollo.

Para priorizar esos recursos y movilizar las inversiones, es necesario describir y cuantificar cómo esperamos que esas intervenciones sobre la infraestructura natural beneficien a nuestras comunidades y contribuyan a mitigar los riesgos hídricos. Las y los responsables de la gestión de los recursos hídricos, el desarrollo de proyectos, y los sustentos técnicos, deben trabajar juntos –de forma estratégica y ágil—para usar la mejor información disponible para apoyar la acción con el cuidado y la urgencia que se requiere en este momento.

En Perú, nuestro Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica tiene como objetivo movilizar y ampliar las inversiones en infraestructura natural. Nuestra experiencia nos ha enseñado que los modelos hidrológicos desempeñan un papel fundamental en este proceso, pero también que, lamentablemente, a menudo se quedan cortos a la hora de generar información que sea útil, utilizable y utilizada para tomar mejores decisiones.

Este documento es nuestra respuesta a la necesidad de contar con una guía para la evaluación cuantitativa de los impactos hídricos de las intervenciones sobre la infraestructura natural que sea accesible para equipos integrados de responsables de la toma de decisiones y especialistas técnicos. Esperamos que este documento sea una contribución valiosa al diseño, evaluación y movilización de inversiones que tanto necesitamos en estos momentos.

---

**Fernando Momiy Hada**
Director, Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica
Forest Trends

**Gena Gammie**
Directora Adjunta, Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica
Forest Trends

# CONTENIDO


INTRODUCCIÓN 9
Objetivos de la Guía de modelación 10
¿A quién se dirige esta guía? 10
¿Cómo se organiza esta guía? 11

1. MARCO CONCEPTUAL 14
1.1 Infraestructura natural 15
1.2 Servicios ecosistémicos hídricos 18
1.3 Cascada de servicios ecosistémicos 20
1.4 La práctica de la modelación hidrológica 22
1.5 Desarrollo de modelos hidrológicos 25
1.6 Objetivos de la modelación hidrológica 28

**VOLUMEN I** 30
DEFINIR MODELOS PARA TOMA DE DECISIONES 32
**Paso 1.** Preguntas de gestión y su alcance 36
**Paso 2.** Servicios ecosistémicos prioritarios 40
**Paso 3.** Intervenciones sobre la infraestructura natural que se buscan modelar 46
**Paso 4.** Contexto de toma de decisiones, recursos y capacidades 50
**Paso 5.** Evaluación de modelos hidrológicos disponibles 54
Tipos de modelos hidrológicos 55
Modelos hidrológicos populares 57
Seleccionar el modelo más apropiado 63
**Ejemplo de aplicación** 64

**VOLUMEN II** 70
IMPLEMENTAR, VALIDAR Y ANALIZAR MODELOS HIDROLÓGICOS 72
**Paso 6.** Datos e información 74
Relevancia, credibilidad y legitimidad 75
Importancia de las observaciones y mediciones 76
Disponibilidad de datos secundarios 79

**Paso 7.** Escenarios de modelación 84
Escenario BASE o actual 85
Escenario BAU (Business As Usual) o Tendencial 87
Escenario PES (pesimista) o de degradación máxima potencial 88
Escenario IN o de recuperación de la infraestructura natural 89
Escenario SEM (sustainable ecosystem management) u optimista 90
Escenarios de cambio climático 91
**Paso 8.** Calibración y validación de modelos 94
Calibración manual y automática de parámetros 94
Muestreo automático de parámetros 96
Evaluación de desempeño 98
Calibración ante la ausencia de datos 102
Validación 103
**Paso 9a.** Análisis de sensibilidad 104
Análisis de sensibilidad manual y automático 102
RSA: Análisis de sensibilidad regional 106
PAWN: Sensibilidad basada en distribución de salida 108
Diferencias entre los métodos RSA y PAWN 110
Utilidad del análisis de sensibilidad 111
**Paso 9b.** Análisis de incertidumbre 114
Fuentes de incertidumbre 115
Propagación de incertidumbre 118
Métodos de análisis de incertidumbre 119
Método GLUE (generalised likelihood uncertainty estimation) 120
Otros métodos para estimación de incertidumbre 122
**Paso 10.** Interpretación de resultados 124
Aclaraciones sobre el uso del p-valor 126
Comunicando los resultados de modelamiento 127
**Ejemplo de aplicación** 129

CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES E IDEAS CLAVE 136

REFERENCIAS 140



Foto: Ana Castañeda

# Introducción

Alrededor del mundo, los gobiernos, las empresas y las comunidades se enfrentan a un futuro cada vez más difícil e incierto por las crisis del agua que se intensifican y se complejizan debido a factores como el crecimiento poblacional y el cambio climático. Muchos actores ahora están considerando una nueva clase de activos para hacer frente a los riesgos hídricos: la infraestructura natural, incluyendo los bosques, pajonales, humedales y otros elementos que componen los paisajes de nuestras cuencas hidrográficas y que realizan funciones críticas para apoyar la fiabilidad de la cantidad y calidad del agua.

**Aunque la infraestructura natural para el agua ha ganado auge en los últimos años, pasar de la aspiración a la acción requiere responder a algunas preguntas clave,** como: *¿Dónde están las áreas prioritarias para las inversiones en la infraestructura natural, dado los riesgos hídricos que enfrentamos y la infraestructura hidráulica de la que dependemos? ¿Cómo y cuánto deberíamos invertir en la infraestructura natural y en la infraestructura convencional para alcanzar nuestros objetivos hídricos? ¿Cómo podemos elegir entre los proyectos de infraestructura natural propuestos?*

**Los modelos hidrológicos son una herramienta fundamental para ayudar a las y los responsables para la gestión de recursos hídricos a responder a estas preguntas**, y así entender sus opciones y tomar buenas decisiones. Un modelo hidrológico es una representación simplificada del ciclo del agua que utiliza conceptos y aproximaciones de los procesos reales del sistema hidrológico. A través de comparaciones entre representaciones de la realidad y escenarios alternativos que podamos generar en un modelo hidrológico, se puede producir estimaciones cuantitativas de los beneficios hídricos de distintos cursos de acción (o inacción) en la infraestructura natural.

**Sin embargo, el uso de modelos hidrológicos plantea muchos retos que pueden impedir que se genere información útil para la toma de decisiones**, especialmente sobre la infraestructura natural. Muchos de estos retos se reducen a los aspectos técnicos del análisis. Si bien hay varios manuales y guías escritas por y para especialistas técnicos para apoyar en estos aspectos (p.ej., Beven, 2011; Arnold et al., 2021; Pianosi et al., 2015; Rogers et al., 2018), muchos de estos retos tienen que ver con el alcance y enfoque del estudio de modelación, la selección del modelo más adecuado y la interpretación de los resultados – aspectos que tienen que ver tanto con consideraciones técnicas como con valores e intereses no técnicos. Por lo tanto, el éxito del proceso de modelamiento requiere que las y los especialistas técnicos, partes interesadas y responsables de la toma de decisiones trabajen juntos para generar información que finalmente sirva para tomar buenas decisiones.

**Usar los modelos hidrológicos para mejorar las decisiones sobre la infraestructura natural requiere entender sus fortalezas, así como sus limitaciones**. La modelación hidrológica, en sí misma, debe ser vista como una herramienta útil pero también incierta. Tal como en la evaluación de infraestructura gris, su uso inteligente en la toma de decisiones exige transparentar las fuentes de error, analizar en forma crítica los resultados obtenidos y reconocer la probabilidad de que los valores reales se encuentren fuera del intervalo de confianza obtenido con la modelación.

**Asimismo, la modelación no es un reemplazo para el monitoreo**. En zonas escasas de datos, muchas veces existe un interés en usar la modelación hidrológica para estimar los impactos de un curso de acción – y los modelos pueden agregar valor en estos casos. Sin embargo, los modelos mismos son más confiables cuando usan datos observados en el sistema que trata de representar –o territorios muy similares. Aun cuando avanzamos con la aplicación de modelos para tomar decisiones en el corto plazo, debemos buscar la manera de invertir en el monitoreo de datos eco-hidro-meteorológicos para mejorar nuestra capacidad de análisis y gestión en el mediano y largo plazo.

**Esta guía busca orientar la evaluación de los beneficios hídricos producto de las intervenciones sobre la infraestructura natural utilizando modelos hidrológicos, teniendo en cuenta los retos particulares que se presentan en estos ejercicios.** Se construye sobre insumos valiosos, como el de la *Guía para seleccionar modelos de servicios ecosistémicos para la toma de decisiones*, publicada por el World Resources Institute (Bullock & Ding 2018), y aprendizajes prácticos generados en ejercicios de modelación hidrológica, principalmente en la región andina. Esperamos que esta guía sea un recurso útil, utilizable y utilizado tanto para quienes toman las decisiones y como para el equipo técnico encargado de la modelación hidrológica, así tendiendo un puente que permitirá que el proceso de modelación genere resultados relevantes y robustos para las preguntas de gestión del contexto específico.

## Objetivos de la Guía de modelación

El objetivo general de esta guía es proporcionar criterios para el planteamiento, la selección y el uso de modelos destinados a cuantificar los beneficios hidrológicos previstos de la implementación de proyectos de infraestructura natural.

Los objetivos específicos son:

- Guiar la identificación de preguntas de gestión y el contexto de toma de decisiones sobre las cuales se busca implementar intervenciones en la infraestructura natural, con el objeto de asegurar que puedan ser modeladas de manera adecuada;

- Apoyar la selección de modelos hidrológicos apropiados para el contexto de toma de decisiones, con base en los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios, las intervenciones planteadas y la disponibilidad de datos, capacidades técnicas y recursos disponibles;

- Describir las características de los modelos hidrológicos y del proceso de modelación para la cuantificación de beneficios hidrológicos producto de las intervenciones sobre la infraestructura natural;

- Guiar la implementación de modelos hidrológicos para la evaluación de la infraestructura natural, describiendo y recomendando acerca de su calibración, validación, análisis de sensibilidad e incertidumbre, así como interpretación de resultados para la toma de decisiones.

## ¿A quién se dirige esta guía?

Esta guía está dirigida a profesionales que usan o requieren utilizar modelos hidrológicos:

1. Especialistas en modelación hidrológica, cuyos modelos deban ser usados en proyectos de intervenciones sobre la infraestructura natural para la seguridad hídrica.

2. Especialistas en la formulación y evaluación de proyectos —con o sin entrenamiento en hidrología— en infraestructura natural, que requieran modelar escenarios para futuras intervenciones o evaluar los beneficios de determinadas intervenciones sobre la infraestructura natural.

3. Tomadoras y tomadores de decisión que no sean especialistas en hidrología o en modelación hidrológica, pero que requieran los resultados de modelos hidrológicos a fin de tomar y evaluar decisiones sobre proyectos de infraestructura natural.



Foto: Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca Chancay -Lambayeque

## ¿Cómo se organiza esta guía?

La Guía de modelación empieza con un marco conceptual que describe los conceptos básicos de infraestructura natural y servicios ecosistémicos hídricos; así, introduce la práctica de la modelación hidrológica, sus objetivos y aplicación. Luego, divide esa práctica en dos fases, desarrolladas en dos volúmenes. El **Volumen I** se dirige a profesionales, con o sin formación hidrológica, durante la primera etapa del proceso de modelación, donde se define el alcance y contexto de la modelación, y que concluye en la elección de modelos para la toma de decisiones. El **Volumen II** presenta detalles técnicos y se dirige a especialistas durante la segunda etapa del proceso de modelación hidrológica, donde se implementan, validan y analizan modelos. Para cada volumen se incluye un ejemplo de aplicación, y al final se presentan algunas conclusiones derivadas de este trabajo.

Este diálogo de saberes permite que profesionales que no son especialistas en hidrología puedan acompañar, supervisar e involucrarse en la práctica de modelación hidrológica, junto con quienes sí son especialistas. Asimismo, posibilita que el equipo de especialistas entienda la modelación como parte de un proceso integral, participe de este desde la formulación de las preguntas de gestión, y defina el alcance de la modelación dentro de un contexto dado de toma de decisiones.

**El contenido principal de este documento se divide en dos volúmenes, cada uno de los cuales comprende cinco pasos:**

**Volumen I.** **Selección del modelo hidrológico más apropiado para el contexto en cuestión**

**Paso 1.** **Determinar** las preguntas de gestión y definir su alcance.

**Paso 2.** **Identificar** los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios.

**Paso 3.** **Conceptualizar** las intervenciones sobre la infraestructura natural que se desean modelar.

**Paso 4.** **Reconocer** el contexto de toma de decisiones, los recursos, datos y capacidades disponibles.

**Paso 5.** **Evaluar** los modelos hidrológicos en este contexto y seleccionar el más apropiado.

---

**Volumen II.** **Detalles de la implementación de la modelación, con lineamientos y recomendaciones**

**Paso 6.** **Generar** datos primarios o, en su defecto, compilar datos secundarios.

**Paso 7.** **Elaborar** escenarios de modelamiento para la evaluación de impactos futuros o alternativos.

**Paso 8.** **Calibrar y validar** el modelo hidrológico de manera robusta e idealmente automatizada.

**Paso 9.** **Evaluar** los cálculos y el desempeño del modelo mediante análisis de sensibilidad y de incertidumbre.

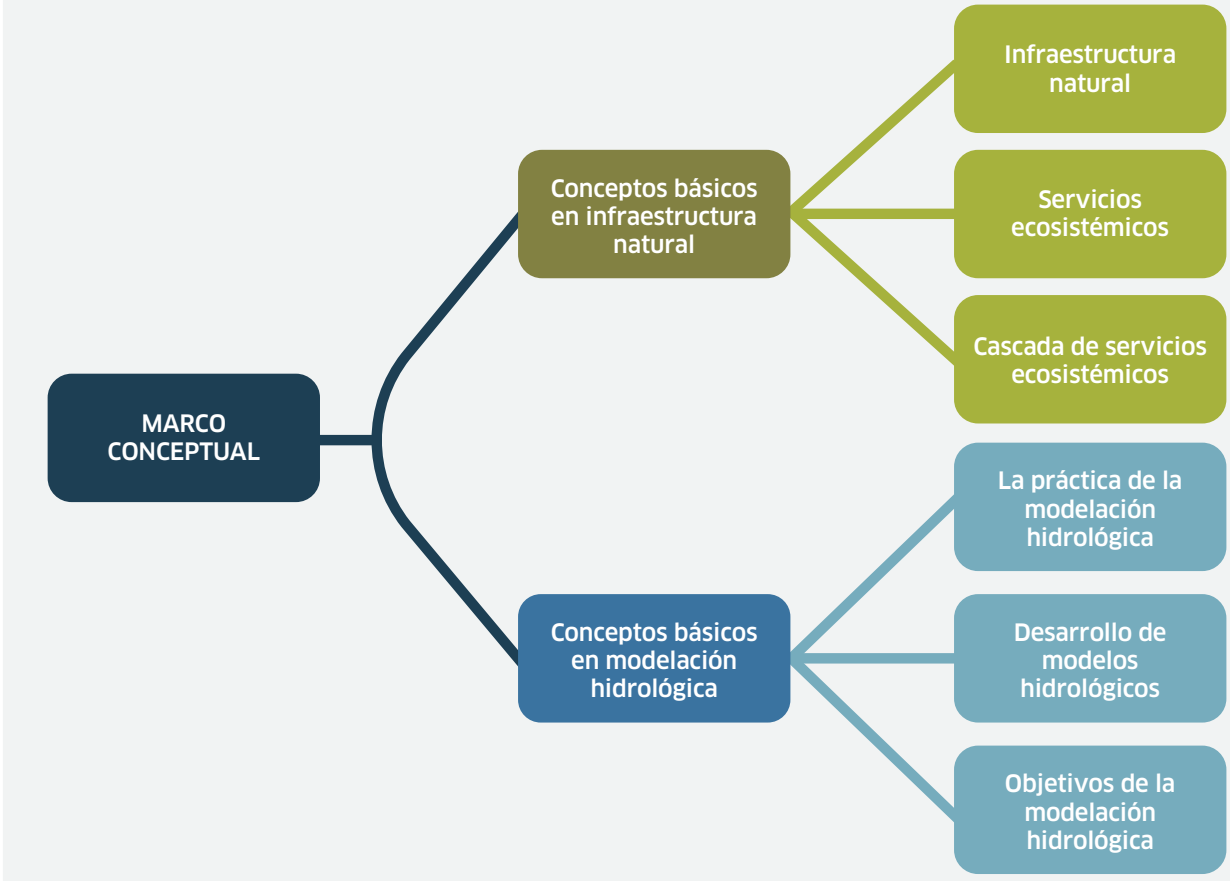
**Paso 10.** **Interpretar** los resultados adecuadamente, con el objeto de generar indicadores relevantes para la toma de decisiones.

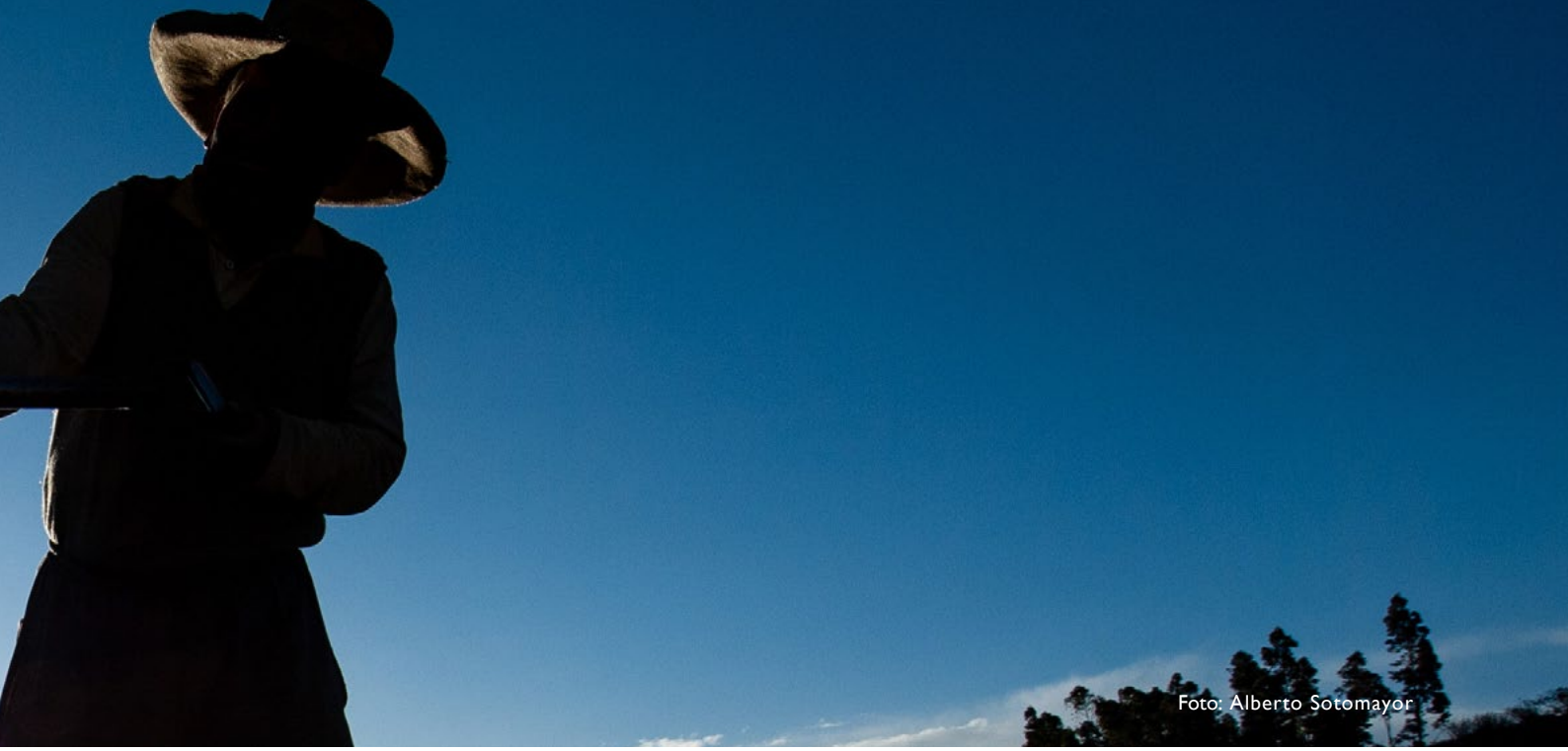


Foto: Ana Castañeda



# 1. Marco Conceptual




Foto: Alberto Sotomayor

## 1.1 Infraestructura natural

La ***infraestructura natural*** es la red de espacios naturales (agua, suelos, vegetación, subsuelo, biodiversidad, etc.) que conservan los valores y funciones de los ecosistemas, proveyendo servicios ecosistémicos (regulación climática e hidrológica, captura de carbono, purificación del aire, etc.) (MINAM, 2019a). Entiéndase la red de espacios naturales como el conjunto de ecosistemas recuperados y conservados, ya sea con acciones tangibles (zanjas, canales, diques, cercos, etc.), como intangibles (protección, exclusión, capacitaciones, zonificación, etc.). Sus componentes pueden ser parte de ecosistemas naturales, así como de ecosistemas con diferentes grados de alteración, paisajes manejados y otros espacios intervenidos.

Dichas áreas o sistemas que constituyen la infraestructura natural pueden ser naturales o naturalizadas y son manejados intencionalmente a fin de proveer múltiples beneficios para el ambiente y el bienestar humano (IISD, 2018). La infraestructura natural puede considerarse como una forma activa de la naturaleza, generalmente enfocada en los aspectos más importantes de dichos beneficios. Comprende un componente activo y deliberado de manejo, el cual está apuntado a conservar o potenciar las ventajas clave generadas, incluyendo resiliencia climática para comunidades, mejor calidad del agua, control de inundaciones, entre otros cobeneficios. Entonces, las acciones de manejo e intervenciones se implementan teniendo en cuenta los beneficios prioritarios que se quieren mantener o potenciar, con conocimiento de causa y no al azar. Es importante señalar que la conservación y la protección de la infraestructura natural son también una forma de manejo.

Se diferencia de la ***infraestructura "gris"*** convencional, como presas, túneles, o incluso fábricas y carreteras, los cuales son completamente construidos por seres humanos **(Figura 1)**. La infraestructura natural guarda una relación cercana con la ***infraestructura "verde"***, término que incluye también sistemas que generan resultados ambientales positivos, como los drenajes urbanos sostenibles o la energía renovable (IISD, 2018). En muchos casos, la infraestructura natural puede ser más costo–efectiva y sostenible que la infraestructura gris, cumplir múltiples funciones y proveer cobeneficios, así como adaptarse a cambios climáticos y ambientales. La composición, estructura y función de los activos de la infraestructura natural en las cuencas hidrográficas, y la forma en que interactúan con la infraestructura gris, determinan los servicios primarios y los beneficios colaterales producidos.

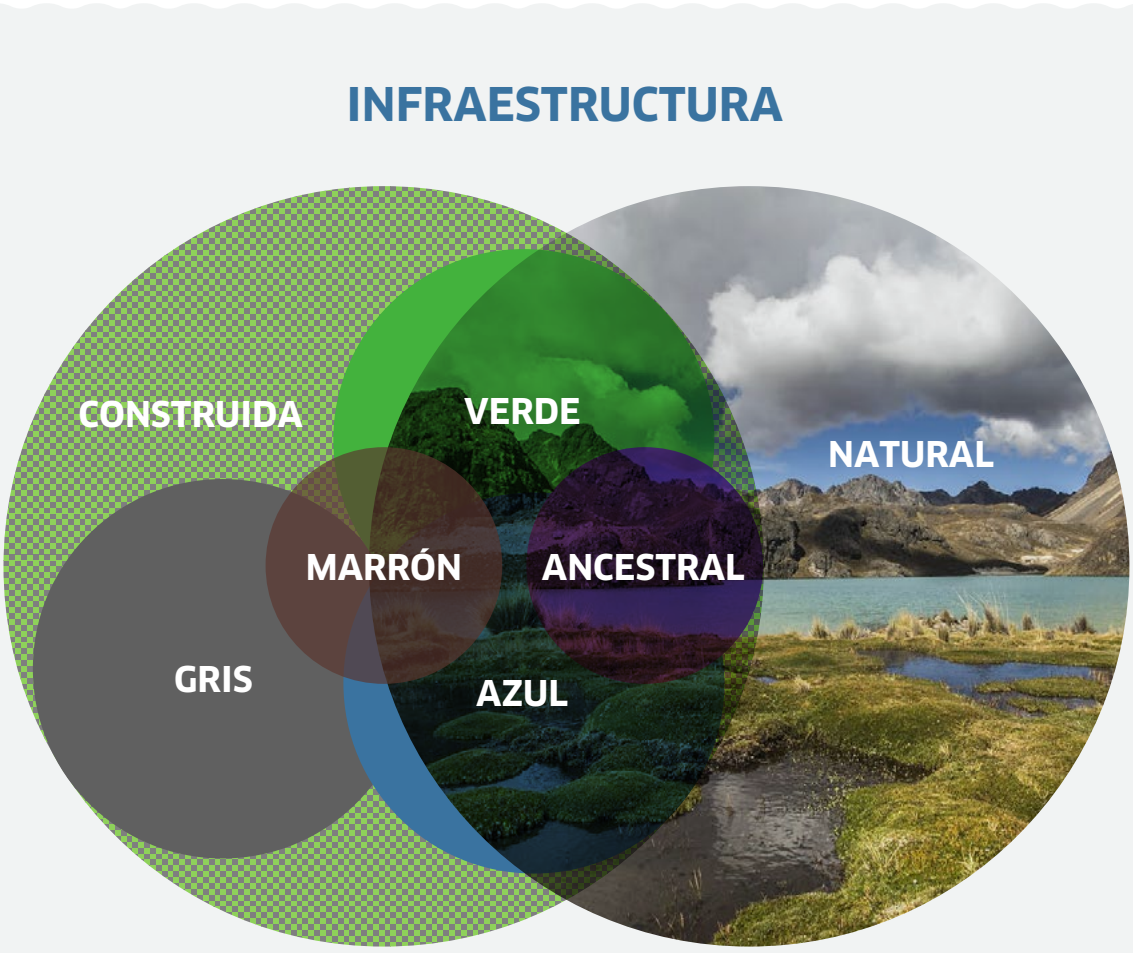



***Figura 1.*** *Infraestructura para la seguridad hídrica. La infraestructura gris y verde no son antagónicas, sino existen varias soluciones híbridas que involucran elementos de una y otra. La infraestructura natural es un complemento a la infraestructura construida por los seres humanos. Fuente: Elaboración propia.*

Otro término popular que tiene relación es el de ***soluciones basadas en la naturaleza*** (SbN) (UICN, 2020a). Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), las SbN son "acciones para proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible los ecosistemas naturales o modificados que hacen frente a los desafíos sociales de manera efectiva y adaptativa, proporcionando simultáneamente beneficios para el bienestar humano y la biodiversidad" (Cohen–Shacham et al., 2016). Las SbN, en particular para el agua, han recibido especial atención del organismo asociado a la UNESCO para el agua (UN–Water). En el *World Water Development Report* de 2018 (WWAP, 2018), las SbN para el agua se definen como un conjunto de acciones que están inspiradas y soportadas por la naturaleza y que usan o mimetizan procesos naturales que contribuyen a mejorar la gestión del agua. Mientras que un ámbito de la conservación se centra en salvaguardar la biodiversidad por su valor irremplazable, las SbN se centran en salvaguardar a la sociedad siguiendo las normas y principios de la conservación. Si bien hay cierta superposición, no todas las intervenciones de conservación son soluciones basadas en la naturaleza (UICN, 2020a, 2020b). El manejo de la infraestructura natural para la seguridad hídrica es una solución basada en la naturaleza.


Foto: José Alberto Sotomayor

Las soluciones basadas en la naturaleza incluyen intervenciones sobre la infraestructura natural, como la purificación de aguas residuales y el control de inundaciones (p. ej., humedales saludables); la restauración del paisaje forestal para reducir los impactos de eventos extremos; la estabilización de laderas y producción de agua limpia; la conexión de ríos y acuíferos a llanuras de inundación; la conservación y protección de los recursos hídricos (p. ej., áreas protegidas); el establecimiento de desvíos de inundaciones para reducir los impactos aguas abajo; los cultivos en pendientes para reducir la erosión y la pérdida de agua; la ubicación de zonas ribereñas de amortiguamiento para mantener la calidad del agua y reducir la erosión; la protección y restauración de manglares, humedales costeros y dunas; la conservación y restauración de humedales; la protección y restauración de los arrecifes para la protección costera y el hábitat; las soluciones híbridas que contienen elementos incorporados que interactúan con las características naturales y buscan mejorar sus servicios ecosistémicos relacionados con el agua; la captación de agua de lluvia con techos verdes; la mejora de la infiltración para reducción de escorrentía urbana (p. ej., pavimentos permeables); la mejora de la infiltración y biorretención (p. ej., espacios verdes urbanos); entre otras intervenciones.

***"El manejo de la infraestructura natural para la seguridad hídrica es una solución basada en la naturaleza".***

De por sí, la naturaleza provee a los seres humanos con beneficios específicos, muchos de los cuales son cuantificables y valorables en términos económicos reales. Son beneficios que se conocen como *servicios ecosistémicos.*

## 1.2 Servicios ecosistémicos hídricos

Los ***servicios ecosistémicos*** **(Figura 2)** son los beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas (MA, 2003; Mace, 2008). Los ***servicios ecosistémicos hídricos***, por su parte, son los beneficios para los seres humanos que los ecosistemas terrestres producen en el agua (Brauman, 2007); por ejemplo, entre otros, la regulación del ciclo hidrológico, el rendimiento hídrico, el mantenimiento de la calidad del agua y la recarga de acuíferos. Se diferencian de los servicios ecosistémicos acuáticos, los cuales, en específico, son producidos por los ecosistemas de agua dulce (acuáticos) (Brauman, 2015); y de los servicios ecosistémicos marinos, que son producidos por ecosistemas de agua salina (marinos) y estuarios (Palumbi et al., 2008).

A escala de cuenca, los ecosistemas influyen en el comportamiento del agua a través de interacciones climáticas locales, uso consuntivo por la vegetación, modificación de la superficie del suelo, modificación de la calidad del agua, entre otros factores ilustrados en la **Figura 3a** (Brauman et al., 2007). El ciclo hidrológico es impulsado por la energía solar e intervenido por la infraestructura natural y la infraestructura construida. El agua evaporada de los océanos de la superficie de cuerpos de agua o de la transpiración de los bosques más extensos origina nubes y se precipita en forma de lluvia, granizo, nieve o neblina, en la superficie de la tierra y en los océanos. En la tierra, el agua se infiltra dentro del suelo o fluye por encima de la superficie. Ambos flujos, agua superficial y agua subsuperficial o subterránea, eventualmente descargan en los océanos. La evaporación de la superficie del agua y de los océanos, hacia la atmósfera, completa el ciclo.

El marco conceptual de servicios ecosistémicos hídricos permite organizar los procesos hidrológicos en una cuenca (**Figura 3a**) en función de sus impactos en el agua para las personas (**Figura 3b**); por ejemplo, provisión de agua potable o recursos recreacionales. Estos procesos de movimiento del agua, siendo regulados e influenciados por los ecosistemas terrestres —por ejemplo, en los procesos de infiltración y transpiración—, producen los servicios ecosistémicos hídricos. De manera adicional, el marco conceptual de servicios ecosistémicos puede considerar los impactos que el mismo ecosistema tiene sobre una variedad de otros servicios ecosistémicos de interés, como la producción de madera o la purificación del aire (Brauman, 2015).




***Figura 2.*** *Ejemplos de servicios ecosistémicos. Adaptado de WWF.*

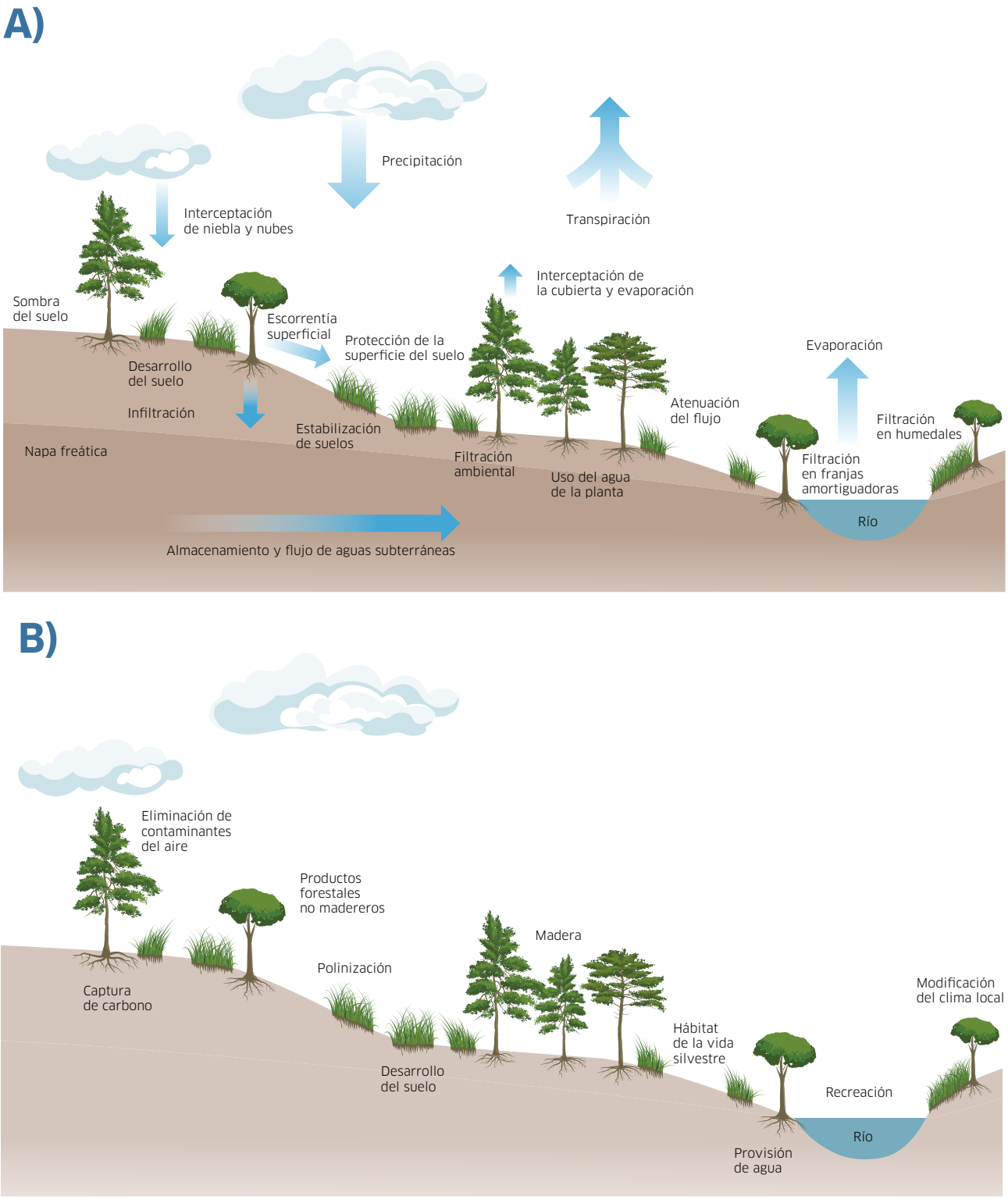



***Figura 3.*** *a) Procesos hidrológicos; y b) servicios ecosistémicos en una cuenca. Las flechas indican procesos y flujos hidrológicos con una magnitud relativa proporcional al ancho de ellas. Adaptado de Brauman et al. (2007).*

Los servicios ecosistémicos se dividen de manera usual en categorías de provisión, servicios de regulación, servicios culturales y servicios de soporte de personas (ME, 2005). El agua es, por lo común, tratada y discutida como un servicio de provisión, posiblemente porque se percibe en general al agua como el producto de una cuenca. Sin embargo, los ecosistemas no crean agua, sino que mueven y modifican flujos. Por lo tanto, la investigación y el manejo del agua se beneficiarán más si se considera a los servicios ecosistémicos hídricos como servicios de regulación (Brauman, 2015).

*"Los ecosistemas no crean agua, sino que mueven y modifican flujos".*

Existe un amplio espectro de servicios ecosistémicos importantes, entre ellos:

- **Provisión de agua en cantidad y calidad**
- **Captura y almacenamiento de carbono**
- **Mitigación de riesgos hidrológicos**
- **Provisión de alimentos**
- **Control de erosión**
- **Sostenimiento de la biodiversidad**
- **Regulación hidrológica**
- **Belleza escénica, valor paisajístico o estético**

## 1.3 Cascada de servicios ecosistémicos

Para trascender desde el entendimiento de la estructura y procesos biofísicos (ecológicos, hidrológicos, biológicos, abióticos, etc.) hacia los beneficios generados por los servicios ecosistémicos, es indispensable identificar a las beneficiarias y los beneficiarios de estos servicios. Son pocos los estudios que desarrollan en forma satisfactoria este último requisito (Harrison–Atlas et al., 2016). Para ello, utilizamos el concepto de ***"cascada de servicios ecosistémicos"*** (CSE, **Figura 4**), la cual conecta de manera lógica y sucinta las estructuras y procesos ecosistémicos con los elementos que impactan sobre el bienestar humano, formando una cadena de producción o cadena de valor (Haines–Young & Potschin, 2010; Potschin & Haines–Young, 2011). La CSE comprende cinco peldaños organizados en dos dominios: i) el relacionado con el medio ambiente; y ii) el relacionado con el sistema económico–social. El primero demuestra que se requieren estructuras y procesos biofísicos de un ecosistema (p. ej., hábitat de un bosque; cuenca hidrográfica donde ocurren los procesos hidrológicos) que cumplan funciones ecosistémicas (p. ej., ralentización del flujo de agua; amortiguamiento de caudales), que a su vez producen servicios ecosistémicos (p. ej., control de inundaciones; provisión de agua en temporada seca). Los servicios ecosistémicos se convierten en la conexión entre el medio natural y el sistema económico–social, y generan bienes y beneficios para las personas (p. ej., contribución a la alimentación de la población mediante agua para irrigación; seguridad de los asentamientos humanos frente a inundaciones), los cuales tienen un valor tangible (p. ej., disposición a pago por protección de ecosistemas; mecanismos de retribución para intervenciones en las cuencas). En otras palabras, la CSE revela que para obtener un flujo continuo de servicios ecosistémicos se requiere proteger, conservar y restaurar la infraestructura natural que les da sustento, a través de la implementación de políticas destinadas a hacer frente a las presiones antrópicas sobre ella.

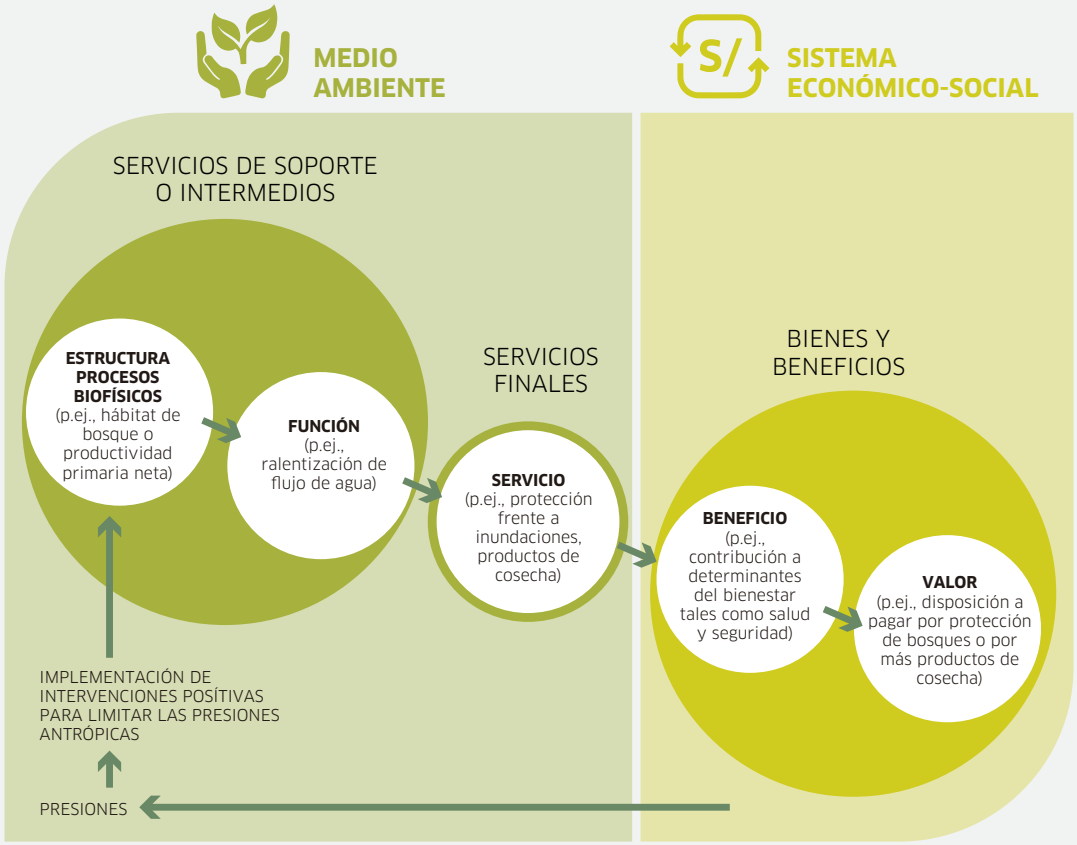



***Figura 4.*** *Cascada de servicios ecosistémicos. Fuente: Potschin & Haines–Young (2011); Haines–Young & Potschin (2012). Traducción libre por el Ministerio de Medio Ambiente de Chile.*

Dependiendo de quiénes son las beneficiarias y los beneficiarios y cuáles son sus características, los servicios ecosistémicos se aprovecharán y valorarán de distinta manera. Por ejemplo, para una empresa que provee agua potable, el agua cruda se vuelve su materia prima (el bien producido por la naturaleza). Para dicha beneficiaria, servicios ecosistémicos como el rendimiento hídrico total y el mantenimiento de caudales base altos durante la temporada seca son prioritarios, pues representan una mayor cantidad de materia prima que será procesada; del mismo modo, servicios como la regulación de la calidad del agua son importantes para dicha empresa porque reducen los costos de tratamiento del agua potable y, por tanto, optimizan la costo–eficiencia de la producción. Otros servicios asociados, como el mantenimiento de la biodiversidad o el secuestro de carbono, son cobeneficios deseables, pero no necesariamente son servicios prioritarios para esa empresa. Para otra beneficiaria, por ejemplo, una organización forestal, la producción de madera y el secuestro de carbono mediante el incremento de la biomasa vegetal sí son una prioridad, aunque es posible que ese incremento de cobertura de árboles resulte en una reducción de la producción de agua debido al mayor consumo vegetal. Esta afectación al servicio ecosistémico de rendimiento hídrico se convierte en una externalidad, pero no es necesariamente una prioridad para dicha organización forestal. El balance entre intereses, beneficios y externalidades entre diferentes beneficiarios de un ámbito geográfico determinado debe ser considerado en un análisis integral de servicios ecosistémicos.

La gestión de los servicios ecosistémicos hídricos generados por la infraestructura natural requiere un entendimiento del estado y dinámica de los procesos y funciones que controlan dichos servicios. Ese estado y dinámica son sensibles a los efectos de intervenciones humanas sobre la infraestructura natural, las que no solo consisten en acciones físicas, sino que incluyen políticas, estrategias y prácticas estrechamente ligadas a las decisiones de manejo tomadas. Las intervenciones sobre la infraestructura natural modifican, positiva o negativamente, los servicios ecosistémicos generados por esta. Para analizar este efecto se pueden utilizar modelos hidrológicos.


Foto: Edith Lucinda Gonzales Ore

## 1.4 La práctica de la modelación hidrológica

La ***modelación hidrológica*** es un proceso de representación del ciclo del agua mediante simplificaciones y aproximaciones de los procesos reales del sistema hidrológico. Los modelos pueden ser construidos en físico (reales) —por ejemplo, la piedra de Saywite, como modelo de una cuenca hidrográfica, o modelos hidráulicos en laboratorio, comunes en universidades y proyectos de alta inversión—, pero también pueden ser de simulación (computacionales). Nuestra guía se refiere, precisamente, a los modelos de simulación. En tanto un modelo es una aproximación al sistema real, sus entradas y salidas son variables hidrológicas y utiliza ecuaciones con alguna base física o conceptual. La evaluación de los beneficios hidrológicos de la infraestructura natural a través de modelos incluye entender y analizar el funcionamiento del sistema hidrológico y pronosticar su respuesta frente a diversas alternativas de manejo o escenarios posibles.

Si bien existen guías y manuales de modelos específicos, e incluso libros dedicados a la modelación hidrológica, dichas publicaciones se enfocan en las particularidades y en el uso de los modelos como tales y no en la práctica de la modelación hidrológica de manera integral. La presente *Guía de modelación hidrológica* parte de la Guía para seleccionar modelos de servicios ecosistémicos para la toma de decisiones, publicada por el World Resources Institute (Bullock & Ding, 2018), y la lleva más allá con el objeto de posicionar a la práctica de la modelación hidrológica como un proceso integral de apoyo a la formulación de políticas, la toma de decisiones y la definición o evaluación de alternativas prácticas de intervenciones sobre la infraestructura natural.

La práctica de la modelación hidrológica **(Figura 5)** incluye desde cómo formular preguntas de gestión claves y definir el contexto de toma de decisiones; identificar qué tipos de servicios ecosistémicos hídricos son relevantes para las preguntas formuladas; decidir qué intervenciones sobre la infraestructura natural deben ser modeladas; conocer qué modelos hidrológicos están disponibles para responder dichas preguntas y para cuantificar los servicios ecosistémicos identificados; seleccionar un modelo hidrológico que responda mejor a las necesidades y las capacidades identificadas para diferentes contextos de toma de decisiones; resaltar la importancia de contar con información primaria o de compilar información secundaria; desarrollar escenarios de modelación de las intervenciones sobre la infraestructura natural, usando la información y el conocimiento disponibles; discutir las dificultades y problemas que puedan existir durante la implementación de la modelación hidrológica; hasta cómo analizar en forma crítica e interpretar de manera objetiva los resultados y las fuentes de incertidumbre producto de la modelación, a fin de incorporar esta información en la toma de decisiones en torno a intervenciones sobre la infraestructura natural.

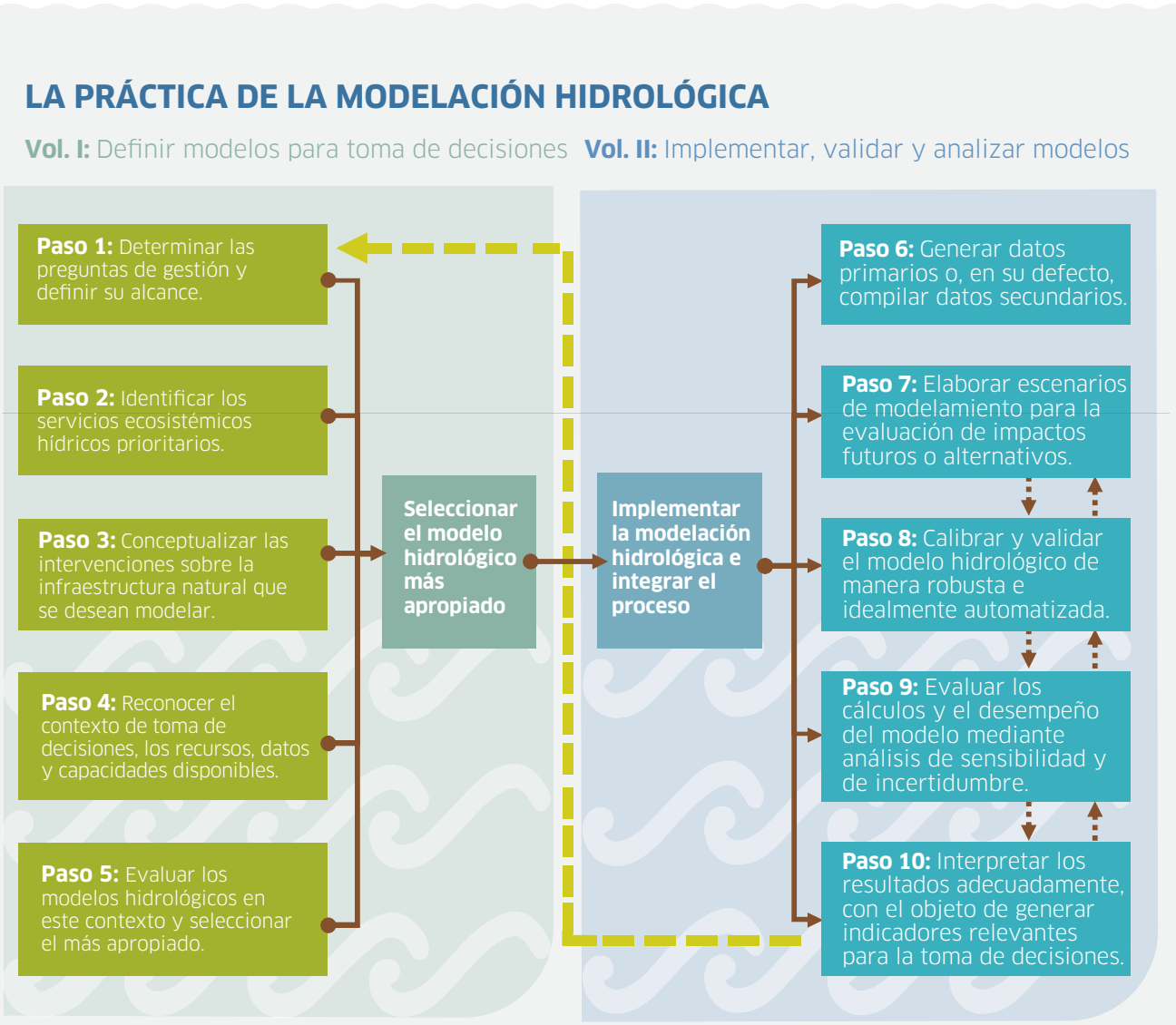



***Figura 5.*** *Marco conceptual de la práctica de la modelación hidrológica para seleccionar y usar modelos hidrológicos. Adaptado de: Bullock & Ding (2018).*

Existen muchos modelos hidrológicos entre los cuales elegir, y los modelos mismos están en constante evolución por sus equipos desarrolladores a fin de mejorar su desempeño y utilidad. El universo de modelos disponible contiene diversos niveles de complejidad, características, representación de procesos, así como utilidad. Por ejemplo, hay modelos hidrológicos que agrupan toda una cuenca hidrográfica en un solo elemento que funciona de manera agregada, elemento que recibe entradas de agua —por ejemplo, lluvia— y representa los procesos internos mediante conceptos simples como reservorios de agua lineales que descargan caudal en función del volumen de agua actual en dichos reservorios conceptuales. Otros modelos, más complejos, implementan conceptos basados en física para representar los procesos hidrológicos ocurrentes y sus controladores —por ejemplo, el efecto de las condiciones climáticas, el consumo de agua por la vegetación, la partición de agua en el suelo y sobre la superficie, etc.—. Mientras que unos modelos agrupan una unidad de análisis en un solo elemento agregado, otros modelos son desagregados espacialmente y generan resultados de manera distribuida en el área de análisis. Sin embargo, una mayor complejidad en un modelo hidrológico no se traduce necesariamente en mejores resultados para preguntas particulares de toma de decisiones.



***"Una mayor complejidad en un modelo hidrológico no se traduce necesariamente en mejores resultados para preguntas particulares de toma de decisiones".***

La selección de un modelo hidrológico debe guiarse por la naturaleza de las preguntas planteadas, la disponibilidad de datos e información, la capacidad técnica para operar el modelo y la relevancia de los resultados producidos para responder e informar efectivamente las preguntas iniciales. Así, esta guía no provee información sobre modelos hidrológicos específicos, sino acerca del proceso por el cual las tomadoras y tomadores de decisión pueden seleccionar qué modelos utilizar, así como desarrollar y analizar escenarios de modelación y definir e interpretar los resultados obtenidos. Esta guía les permitirá a quienes toman decisiones trabajar con equipos consultores o personal técnico especialista, a fin de seleccionar modelos adecuados y hacer más relevante la práctica de la modelación hidrológica para la toma de decisiones sobre intervenciones en la infraestructura natural para la seguridad hídrica.

Es necesario reconocer que la modelación hidrológica no entrega todas las respuestas a todas las preguntas de gestión existentes. La modelación hidrológica para la toma de decisiones requiere que las preguntas de gestión sean conceptualizadas y traducidas en preguntas que un modelo hidrológico pueda responder; también requiere reconocer qué preguntas no pueden ser respondidas con los modelos hidrológicos disponibles en la actualidad. Para aquellas preguntas que sí pueden ser atendidas por modelos hidrológicos, este documento ofrece una guía para informar la práctica de la modelación hidrológica en sus múltiples etapas, con el objetivo de que tomadoras y tomadores de decisión no especialistas en modelación puedan mejorar su interacción con equipos técnicos y personal experto. La meta de esta guía es optimizar la eficacia de la modelación como una herramienta en la formulación de políticas, la toma de decisiones y las inversiones en infraestructura natural para la seguridad hídrica.



Foto: Carlos Alberto Vergara Manrique de Lara

## 1.5 Desarrollo de modelos hidrológicos

Desarrollar un modelo hidrológico involucra un proceso estructurado de pasos. Se pueden encontrar en la literatura diferentes enfoques metodológicos para desarrollar modelos; uno de los más influyentes es el enfoque metodológico presentado en la **Figura 6** (Beven, 2011). En él, el proceso de modelación se divide en cinco pasos, en un flujo de trabajo que puede ser iterativo, dependiendo del éxito que se obtenga en la etapa final de modelación.

El proceso comienza definiendo un ***modelo perceptual*** sobre los procesos hidrológicos, que es el conjunto de percepciones acerca de cómo responde un sistema hidrológico bajo ciertas condiciones, percepciones que pueden variar entre profesionales. Durante esta etapa del modelo, las observaciones juegan un rol importante porque permitirán obtener una idea más clara de la naturaleza de los procesos que ocurren en un área específica. De igual forma, la experiencia y el conocimiento del equipo también jugarán un rol muy importante; por ejemplo, la formación que ha recibido y la experiencia previa de la persona influyen en qué tan bien puede conceptualizar cada uno de los procesos. Es más probable que quien ha recibido numerosos cursos en diferentes ramas de la hidrología tenga una mayor capacidad de abstracción que alguien que ha recibido un curso corto. Asimismo, la experiencia que se adquiere al desarrollar modelos en diferentes lugares es invaluable, sobre todo en sistemas complejos en los que dominan interacciones entre agua superficial y agua subterránea. Estas percepciones no son formalizadas matemáticamente aún y tampoco deben estar escritas necesariamente. El modelo perceptual permite decidir qué procesos serán muy importantes de representar, cuáles se podrían hacer a un lado y cuál es el nivel de detalle que podría requerirse para simular la dinámica de un sistema. De esta manera, el modelo perceptual se puede resumir como el entendimiento que se tiene sobre un sistema específico, incluyendo los flujos, la complejidad y las interacciones entre procesos.



***"El modelo perceptual permite decidir qué procesos serán muy importantes de representar, cuáles se podrían hacer a un lado y cuál es el nivel de detalle que podría requerirse para simular la dinámica de un sistema".***

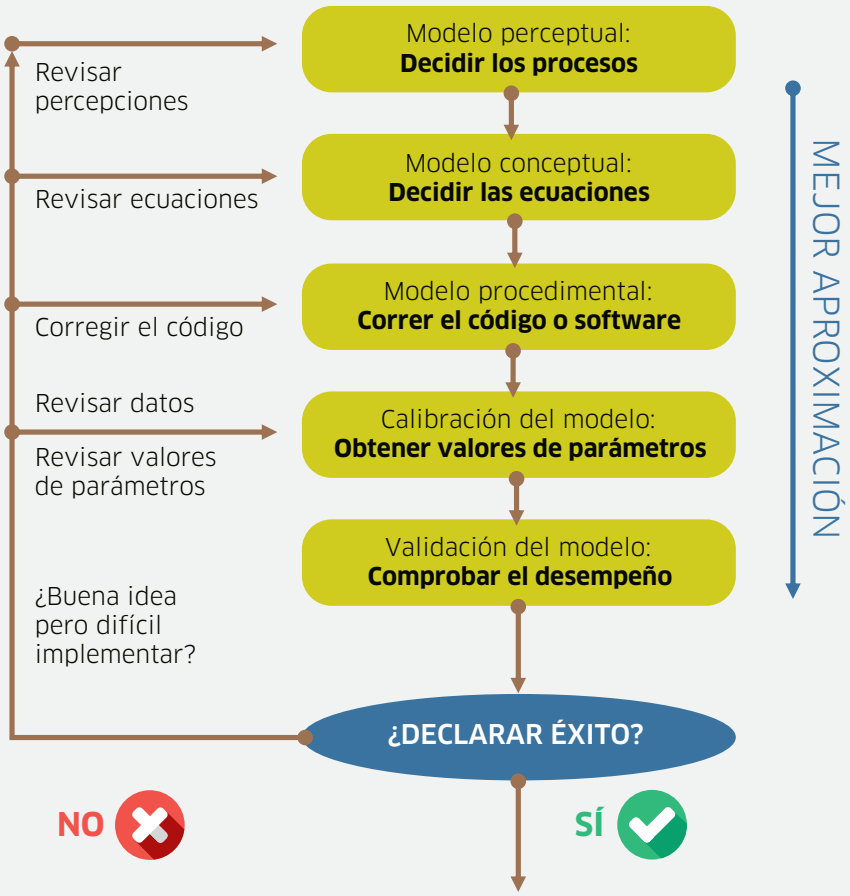



***Figura 6.*** *Pasos en el desarrollo de un modelo hidrológico. Adaptado de: Beven (2011).*

Seguidamente, se formalizan estas percepciones en un ***modelo conceptual***, abstracción matemática que implica representar los procesos hidrológicos en forma de ecuaciones. Como es de esperar, estas ecuaciones son una simplificación de las percepciones y traerán implícitas, consigo, suposiciones acerca de cómo funciona el sistema. Esta elección de ecuaciones responde también a los objetivos de un estudio en particular. Por ejemplo, sabemos que un bofedal (humedal altoandino) puede ser alimentado por agua superficial (escorrentía) y por agua subterránea (descarga subterránea). Si quisiéramos simular solo la función de amortiguación de un bofedal, podríamos obviar ecuaciones que intenten simular la dinámica suelo y agua subterránea y centrarnos únicamente en la capacidad de almacenamiento por la microtopografía y en la capacidad de retención de agua del suelo. Sin embargo, si quisiéramos ver cómo influye la existencia de bofedales en la provisión de caudal base, necesitaríamos incluir componentes que simulen la interacción entre el bofedal y el agua subterránea.

Durante el modelo conceptual, también se decide la complejidad de este: se escoge la desagregación espacial, la resolución temporal y el nivel de complejidad de los procesos hidrológicos. De esta manera, la definición del modelo conceptual tendrá un efecto sobre el costo computacional y la capacidad predictiva del sistema. Los modelos complejos requerirán mayor tiempo de simulación, lo cual, como se discutirá más adelante, no implica necesariamente que produzcan una mejor predicción.

La etapa siguiente, denominada ***modelo procedimental***, necesita traducir las ecuaciones del modelo conceptual en un código que pueda resolverlas. Esta etapa involucra el desarrollo del código de resolución de ecuaciones y su ejecución para conseguir resultados numéricos. Con frecuencia, los modelos conceptuales incluyen un conjunto de ecuaciones diferenciales parciales, muchas veces no lineales, las cuales requieren la utilización de métodos numéricos para su resolución. De esta manera,

el modelo procedimental "operativiza" las ecuaciones matemáticas formuladas en la etapa anterior. Esta etapa requiere de gran cuidado, a fin de minimizar errores y costos computacionales asociados a la ejecución del código desarrollado.

Luego de contar con un ***código*** que implementa las ecuaciones decididas, se procede a la ***calibración*** de los parámetros del modelo, los cuales describen y resumen las propiedades del área o de los flujos en una cuenca o sistema hidrológico, tales como la conductividad hidráulica de un suelo en un modelo espacialmente distribuido, o un coeficiente de reservorio lineal para simular la capacidad de amortiguación de agua de un bofedal en un modelo conceptual. De acuerdo con las observaciones que se encuentren disponibles, se pueden hacer estimaciones *a priori* del valor —o rango de valores— de estos parámetros. Sin embargo, dadas las incertidumbres cuantitativas o cualitativas con respecto a estas estimaciones, los parámetros tienen que ser ajustados para mejorar el desempeño del modelo frente a los datos observados. A este proceso de ajuste se le denomina *calibración de modelo.*

Evaluar el desempeño de un modelo calibrado se denomina ***validación***. Con el modelo calibrado se procede a realizar una o varias simulaciones, que son comparadas con observaciones de precipitación y caudal. A partir de los estadísticos de desempeño, la simulación del sistema se puede calificar como buena, regular o pobre. Es importante considerar que estas validaciones son, en realidad, validaciones condicionales (Beven & Young, 2013). Cabe esta precisión porque el modelo es evaluado con datos observados que corresponden a cierto rango de valores; de esta manera, se puede conocer si un modelo se desempeña de manera aceptable o no aceptable solo para este rango de valores o también para valores fuera del rango. Por ejemplo, un modelo hidrológico que incorpora la ecuación de onda cinemática para el flujo de agua superficial puede ser adecuado para simular flujos lentos y rendir buenos resultados de validación para cierto rango de valores de precipitación y caudal, siendo condicionalmente válido para estos rangos. Sin embargo, el mismo modelo puede rendir resultados pobres para simular caudales de inundaciones. A priori, podríamos sugerir que, en vez de una aproximación de onda cinemática, se usen las ecuaciones de aguas poca profundas (*shallow water equations*) y realizar una aclaración de que el modelo validado para ciertos rangos no será adecuado para eventos extremos.



***"Un modelo hidrológico puede ser adecuado para simular flujos lentos y para cierto rango de valores de precipitación y caudal. Sin embargo, el mismo modelo puede rendir resultados pobres para simular caudales de inundaciones".***

Una vez descrito todo el proceso de desarrollo de un modelo hidrológico, entendemos que no todos los grupos de trabajo contarán con los recursos para poder desarrollar un modelo desde el inicio. Muchas veces, el trabajo de modelación se limitará a conceptualizar el alcance y objetivos y a seleccionar un modelo existente que cumpla con las necesidades del estudio. En muchos casos, escoger un modelo comúnmente usado puede brindar una mayor confiabilidad a quienes evalúen o revisen un estudio. Los modelos personalizados para ciertas aplicaciones son fundamentales para aproximarse mejor a la realidad, pero se requiere un conocimiento profundo en modelos hidrológicos para que alguien pueda revisarlos y aprobarlos en un contexto de toma de decisiones. Por esa razón, en esta guía nos enfocamos, primero, en el proceso de selección de modelos hidrológicos ya existentes que respondan a las necesidades específicas del caso de aplicación a mano y, segundo, en una exposición de buenas prácticas para la implementación de la modelación hidrológica, con independencia del modelo seleccionado.



## 1.6 Objetivos de la modelación hidrológica

En el contexto de gestión e intervención sobre la infraestructura natural, la modelación hidrológica se utiliza con tres objetivos: **a)** entender los procesos de un sistema hidrológico; **b)** hacer predicciones hidrológicas con base en escenarios definidos; y **c)** apoyar y robustecer la generación de datos e información. Por un lado, los modelos hidrológicos se utilizan para probar algunas hipótesis sobre el funcionamiento del sistema, al intentar extrapolar un conjunto de mediciones y observar si la respuesta hidrológica responde a una estructura específica del modelo (p. ej., Buytaert & Beven, 2010; Beven 2019); por otro lado, permiten simular cómo reaccionaría el sistema ante escenarios específicos como el cambio climático, el cambio de usos del suelo o la implementación de intervenciones sobre la infraestructura natural; por último, requieren datos y observaciones en campo, a fin de ser calibrados y validados. El ejercicio de la modelación puede utilizarse como un mecanismo para optimizar el diseño y operación de los sistemas de monitoreo, con el fin de generar datos más relevantes, así como para desarrollar simulaciones más representativas basadas en los datos observados.

El entendimiento de los procesos de un sistema hidrológico mediante la modelación ha conseguido posicionar los modelos como ***"hipótesis de trabajo".*** Varios factores determinan cómo el agua se mueve a través del ciclo hidrológico. Si bien nuestro conocimiento y entendimiento de la hidrología han avanzado a pasos agigantados en las últimas décadas, todavía existen incertidumbres que oscurecen la comprensión de aquellos factores. El auge de la computación y de las ciencias de datos ha facilitado desarrollar modelos hidrológicos de simulación que permiten probar varias suposiciones acerca de este funcionamiento y esclarecer varias de las incertidumbres existentes respondiendo a la pregunta: "¿Cómo funciona el sistema?". Este proceso va de la mano con un monitoreo in situ y una generación robusta de datos que requieren, en una u otra medida, del uso de modelos y ecuaciones para ser asimilados.

De igual manera, la modelación se usa para el análisis de escenarios que representan realidades alternativas a la actual. Los comportamientos futuros estudiados mediante modelos son comúnmente denominados proyecciones (Beven & Young, 2013), las cuales son simulaciones producidas con modelos hidrológicos que responden a la pregunta: "¿Qué pasaría si?", y para cuya realización se requiere crear escenarios. Un escenario puede incluir diferentes modificaciones o alternativas en el sistema hidrológico; —por ejemplo, cambios en el comportamiento de la precipitación y la temperatura con la intención de reflejar el cambio climático—, o cambios en las propiedades internas del sistema —por ejemplo, una reducción de las tasas de infiltración de agua dentro de la superficie para reflejar los impactos de cambios en el uso de suelo—. En el caso de intervenciones sobre la infraestructura natural, las proyecciones se utilizan para predecir y cuantificar los potenciales beneficios hidrológicos antes de que se realicen las modificaciones al sistema real que se modelará. Esta evaluación de impactos, antes de que ocurra una intervención específica, se suele denominar evaluación *ex ante* (p. ej., CEC, 2009). El término ***ex ante*** (también escrito *ex–ante* o *exante*) significa "antes del hecho"; es un término de uso común en la economía y



Foto: Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica

las finanzas, donde los resultados de una acción concreta o de una serie de acciones se prevén. Lo opuesto es ***ex post*** (*ex–post* o *expost*), que significa "después del hecho".

Las proyecciones o simulaciones de escenarios ex ante son útiles para evaluar el comportamiento hidrológico antes de que ocurran cambios. Observar respuestas reales del sistema implica manipular diferentes variables de entrada, como el clima o el estado de conservación de suelos. Este tipo de cambios son imposibles de observar mediante monitoreo, pues se requeriría tener control sobre las variables de entrada. Aun cuando se puedan realizar experimentos a escala de laboratorio o de parcela en los que se modifiquen variables específicas del sistema hidrológico, ello —además de ser difícil extrapolar los resultados a una escala de aplicación— resulta insuficiente para entender las interacciones del área intervenida con el resto del sistema hidrológico.



***"Las proyecciones o simulaciones de escenarios ex ante son útiles para evaluar el comportamiento hidrológico antes de que ocurran cambios".***

Finalmente, los modelos hidrológicos permiten mejorar la manera en que estamos generando información en campo destinada a la cuantificación de los elementos del ciclo hidrológico. Las observaciones in situ sufren limitaciones espaciales y temporales. Por ejemplo, no es posible medir el caudal en las salidas de todas las cuencas debido a limitaciones tecnológicas y de recursos financieros; asimismo, algunos procesos hidrológicos no se pueden medir de manera directa y se usan algunas variables **proxy** que son incorporadas a modelos simplificados. Un ejemplo claro es el del movimiento del agua subterránea, el cual es estimado acoplando mediciones de la energía y la conductividad hidráulicas del suelo en ecuaciones sencillas como la ley de Darcy. Esta ley es un modelo sencillo de una ecuación, que permite estimar el movimiento del agua en un medio poroso —en este caso, el suelo de una cuenca— sin necesariamente medir el flujo directamente en campo. Otro ejemplo es la estimación de la evapotranspiración. Las mediciones directas de evapotranspiración son costosas y por lo general se utilizan modelos para cuantificar esta variable a partir de otras variables meteorológicas (p. ej., temperatura, humedad del aire, radiación solar, velocidad del viento). De esta manera, la modelación hidrológica llena un vacío generado por las limitaciones de realizar mediciones en el tiempo y en el espacio. Esto permite apoyar y robustecer el monitoreo eco-hidro-meteorológico para optimizar los recursos limitados disponibles, tanto durante el diseño de proyectos de infraestructura natural cuanto en su evaluación *ex post*.



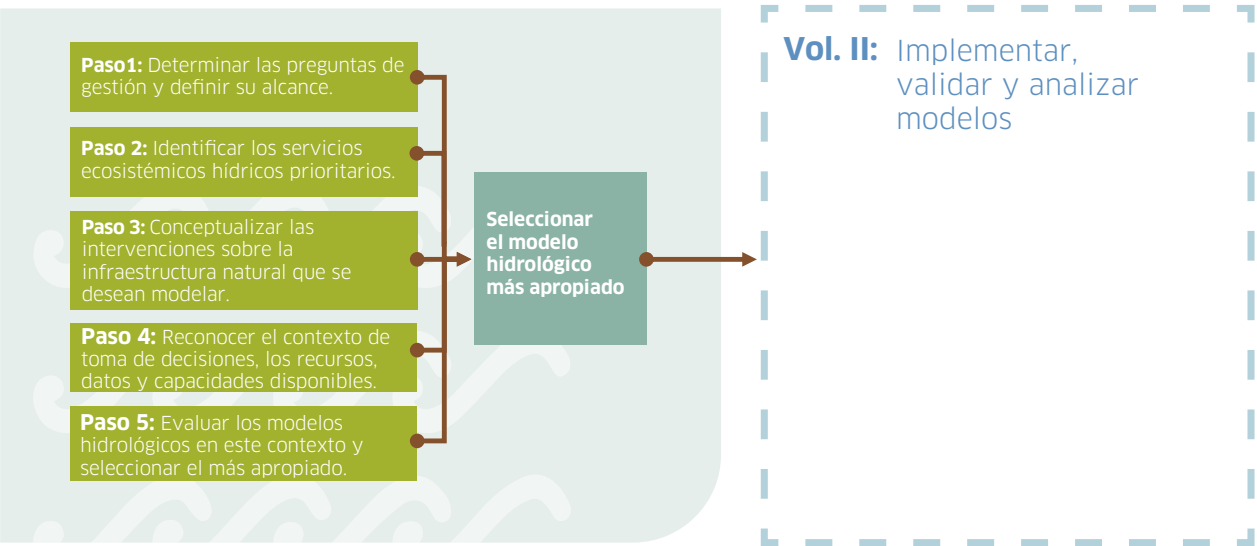
# VOLUMEN I



Foto: Will Espinoza

# DEFINIR MODELOS PARA TOMA DE DECISIONES

**Vol. I:** Definir modelos para toma de decisiones




Esta sección está dirigida a especialistas en la formulación y evaluación de proyectos en infraestructura natural, así como a tomadoras y tomadores de decisión que no sean especialistas en hidrología o en modelación hidrológica, pero que requieran los resultados de modelos hidrológicos para tomar y evaluar decisiones sobre infraestructura natural. También se dirige a especialistas en modelación hidrológica para que comprendan a la modelación como parte de un proceso integral y sean partícipes de este proceso desde la formulación de las preguntas de gestión y definan el alcance de la modelación dentro de un contexto dado de toma de decisiones. El contenido de esta sección se basa en la *Guía para seleccionar modelos de servicios ecosistémicos para la toma de decisiones: lecciones de África subsahariana,* producida por el World Resources Institute (Bullock & Ding, 2018).

Esta fase consiste en cinco pasos y veinte preguntas guía que concluyen con la selección del modelo. **La Tabla 1** muestra el resumen que debe ser completado al final del Volumen I. El contenido de este volumen guía al equipo de trabajo en el significado e interpretación de cada pregunta guía y los criterios que deben tomarse en cuenta para responder cada pregunta de la manera más clara y efectiva. El Volumen I de la práctica de modelación concluye con la selección del modelo hidrológico o *caja de herramientas de modelación*. Al referirnos a una caja de herramientas resaltamos la posibilidad de que un solo modelo hidrológico no responda a todas las preguntas planteadas, por lo que podría ser necesario considerar un conjunto de modelos hidrológicos.

***"Al referirnos a una caja de herramientas resaltamos la posibilidad de que un solo modelo hidrológico no responda a todas las preguntas planteadas, por lo que podría ser necesario considerar un conjunto de modelos hidrológicos".***

***Tabla 1.*** *Guía de preguntas y respuestas de los pasos 1 al 5 para la selección de modelos hidrológicos para infraestructura natural. Fuente: Elaboración propia.*

| PASOS | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|
| **PASO 1.** Determinar las preguntas de gestión y definir su alcance. | **P1. ¿Cuál es la pregunta de gestión que queremos atender usando el modelo hidrológico?** |
| | **P2. ¿Cómo podemos definir el alcance de esta pregunta de manera que obtengamos salidas relevantes del modelo?** |
| | **P3. ¿Qué formatos (p. ej., series de tiempo de caudal, mapas de variables biofísicas) se requieren de las salidas del modelo?** |
| | **P4. ¿Qué niveles de exactitud y precisión son necesarios para tomar una decisión sobre esta pregunta?** |
| **PASO 2.** Identificar los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios. | **P5. ¿Qué servicios ecosistémicos son importantes para nuestra toma de decisiones y a qué escala geográfica?** |
| | **P6. ¿Qué procesos y funciones hidrológicas controlan los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios?** |
| | **P7. ¿Qué indicadores hidrológicos pueden ser utilizados para obtener respuestas representativas de estos servicios?** |

| PASOS | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|
| **PASO 3.** Conceptualizar las intervenciones sobre la infraestructura natural que se desean modelar. | **P8.** ¿Qué infraestructura natural es importante para nuestro propósito? |
| | **P9.** ¿Cuáles son las intervenciones sobre la infraestructura natural en el terreno que se desean modelar? |
| | **P10.** ¿Cuál es la conceptualización del funcionamiento de las intervenciones que buscan modelarse? |
| | **P11.** ¿Cómo se puede representar el funcionamiento de las intervenciones sobre la infraestructura natural en los modelos hidrológicos? |
| **PASO 4.** Reconocer el contexto de toma de decisiones, los recursos, datos y capacidades disponibles. | **P12.** ¿Cuál es el uso previsto de los resultados del modelo hidrológico? |
| | **P13.** ¿Cuál es el tiempo disponible para realizar la modelación con el fin de informar la decisión en cuestión? |
| | **P14.** ¿Qué datos están disponibles para atender la pregunta de gestión en cuestión? |

| PASOS | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|
| **PASO 4.** Reconocer el contexto de toma de decisiones, los recursos, datos y capacidades disponibles. | **P15.** ¿Se cuenta con la calidad de datos necesaria para los modelos hidrológicos preferidos? |
| | **P16.** ¿Existe capacidad técnica interna y experiencia previa para operar modelos hidrológicos potencialmente relevantes? |
| | **P17.** De ser necesario, ¿existen los recursos que financien capacidad técnica externa para operar un modelo seleccionado? |
| **PASO 5.** Evaluar los modelos hidrológicos en este contexto y seleccionar el más apropiado. | **P18.** ¿Cuál es el modelo hidrológico que responde en forma positiva a la mayor cantidad de criterios y cómo? |
| | **P19.** ¿Qué limitaciones y desventajas existen para el modelo hidrológico seleccionado? |
| | **P20.** ¿Qué otros modelos son alternativas factibles para el ejercicio de modelación? |



Foto: Ana Castañeda

## PASO 1. PREGUNTAS DE GESTIÓN Y SU ALCANCE

El objetivo de este paso es determinar la pregunta (o las preguntas) de gestión para definir un alcance que pueda ser respondido por la modelación. Aquí también es necesario definir la escala geográfica e identificar el tipo de salidas deseadas (p. ej., mapas, datos, indicadores, metas), así como los niveles de exactitud y precisión esperados. El resultado que se busca con este paso es alcanzar un mejor entendimiento de las preguntas de gestión, traducirlas de manera que puedan ser atendidas por los modelos, y obtener el formato, la precisión y la exactitud deseados de las salidas del modelo para informar la toma de decisiones prevista. Algunas preguntas guía para este paso son:

- **P1.** ¿Cuál es la pregunta de gestión que queremos atender usando el modelo hidrológico?
- **P2.** ¿Cómo podemos definir el alcance de esta pregunta de manera que obtengamos salidas relevantes del modelo?
- **P3.** ¿Qué formatos (p. ej., series de tiempo de caudal, mapas de variables biofísicas) se requieren de las salidas del modelo?
- **P4.** ¿Qué niveles de exactitud y precisión son necesarios para tomar una decisión sobre esta pregunta?

La primera pregunta guía debe ser el primer paso antes de decidir el uso de un modelo, pues resume el problema a la mano. La pregunta de gestión es diferente de la pregunta hidrológica o de modelación porque tiene un alcance mayor que solo el ámbito hidrológico. La ***gestión política***, como tal, es la actividad de gobierno y organización de las sociedades sobre los asuntos que afectan a una sociedad o a un país. Entonces, este nivel de pregunta incluye aspectos vinculados al desarrollo socioeconómico, a la conservación del medio ambiente e incluso al giro de negocio de una empresa privada.

Algunas preguntas de gestión que pueden surgir para tomadoras y tomadores de decisión, en este paso, son:

- ¿A dónde deberíamos dirigir los fondos de restauración de infraestructura natural para generar el mayor impacto?
- Si invertimos en la conservación de la infraestructura natural, ¿esto ayudará a aquellas personas que viven en pobreza?
- ¿Se puede ahorrar dinero en la provisión de agua potable al recuperar cierto humedal?

La definición del alcance de la pregunta de interés es el diálogo entre la política y la modelación hidrológica; como se observó líneas atrás, el ámbito político es mucho más amplio que el ámbito hidrológico. Al definir el alcance de la pregunta en términos hidrológicos, se traduce el interés social e institucional en una pregunta o en una hipótesis de modelación, lo cual hace posible que el modelo pueda ser una herramienta de apoyo a la toma de decisiones sobre la pregunta identificada. Asimismo, definir aquel alcance permite clarificar los objetivos del modelamiento, da luces sobre qué modelo seleccionar y hace posible determinar las variables hidrológicas que pueden ser modeladas y atendidas por las herramientas de simulación.

Las preguntas señaladas más atrás pueden ser traducidas en preguntas de modelación de la siguiente manera:

- ¿Cuáles son las zonas más efectivas para realizar cambios de cobertura vegetal o uso de suelo que mejoren servicios ecosistémicos específicos (p. ej., control de sedimentos, control de inundaciones)?
- ¿Cuáles son los beneficios económicos de mantener el estado de conservación de los ecosistemas para quienes dependen de los servicios ecosistémicos (p. ej., agricultura de subsistencia, ganadería, agua limpia) como medios de vida?
- ¿Cuál es la reducción en los costos de tratamiento de un agua de mejor calidad producida por el humedal restaurado?



***"La definición del alcance de la pregunta de interés es el diálogo entre la política y la modelación hidrológica".***

Un modelo hidrológico produce, por lo general, como salidas, series de tiempo o productos SIG (sistemas de información geográfica o mapas) de variables hidrológicas, como caudal, caudal base, humedad del suelo, carga de sedimentos, concentración de sedimentos, concentraciones de elementos químicos, cargas de contaminantes, entre otras. Estos resultados pueden considerarse como ***"crudos"*** y deben ser posprocesados para obtener productos derivados que representen, ilustren, visualicen o comuniquen mejor un mensaje que responda a la pregunta de gestión definida arriba. Es necesario reflexionar acerca de: ¿Cuáles son los intereses particulares de las tomadoras y tomadores de decisión y cuáles son sus experticias y disciplinas?, ¿se requieren productos de variables biofísicas o de variables económicas?, ¿es necesario generar mapas que muestren las salidas del

modelo de manera espacialmente distribuida?, ¿es necesario convertir las variables hidrológicas resultantes del modelo en indicadores específicos que resuman los resultados en una cifra puntual? Al definir los tipos de productos esperados, se debe tener la capacidad de generar dichos productos. Por ejemplo, puede ser necesario seleccionar un modelo que funcione con información SIG y genere resultados SIG, o puede ser necesario tener la capacidad técnica de traducir los resultados del modelo en mapas. El formato de las salidas está determinado por el tipo de pregunta definido para la modelación. Por ejemplo, para las preguntas identificadas arriba se requieren resultados en forma de mapas, para definir las ubicaciones más efectivas de intervención; o resultados en términos económicos, para determinar los beneficios para la población que depende de los servicios ecosistémicos hídricos; o resultados en términos biofísicos, para determinar la cantidad y calidad del agua que entra a una planta de tratamiento.

Por último, se necesita definir qué tolerancia es aceptable en cuanto a la exactitud y precisión de los resultados. Hay una diferencia fundamental entre los conceptos de exactitud y precisión que es abordada más adelante en el documento **(Volumen II, Paso 6).** Por lo general, existe un compromiso entre el nivel de exactitud y precisión, con la complejidad del modelo y el tiempo disponible para producir resultados. Si bien los modelos más complejos tienden a ser más precisos, requieren más datos, recursos, capacidad técnica y tiempo. No todas las preguntas demandan una exactitud milimétrica, así como hay preguntas que se responden mejor no con un valor, sino con un rango de posibilidades. Asimismo, se debe reconocer que no es posible ofrecer respuestas por completo precisas, debido, sobre todo, a que los modelos son aproximaciones de la realidad y, por tanto, intrínsecamente inciertos. Por otra parte, los recursos necesarios para afinar las estimaciones de los resultados pueden ser considerables, pero los beneficios obtenidos de ese afinamiento pueden ser solamente marginales. Por último, una precisión aparentemente alta en un resultado de modelación puede producir una falsa sensación de certeza sobre la realidad y desembocar en una confianza exagerada en una decisión y encontrarse con una realidad diferente en el territorio.

Algunas preguntas guía, aquí, son:

- ¿Se requieren estimaciones de servicios ecosistémicos muy precisas para representar el estado actual de la infraestructura natural?
- ¿Se requieren estimaciones muy precisas para comparar y decidir entre alternativas diferentes?
- ¿Se requieren estimaciones moderadamente precisas para estimar el estado futuro o el valor económico de la infraestructura natural?
- ¿Se requieren estimaciones moderadamente precisas con la finalidad de localizar áreas de intervención priorizadas para la generación de servicios específicos?
- ¿Se requieren estimaciones de tendencias generales, pero no valores exactos tan precisos, para guiar el desarrollo de políticas o la comunicación y concienciación de la población?



***"Una precisión aparentemente alta en un resultado de modelación puede producir una falsa sensación de certeza sobre la realidad".***



Foto: Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica



## PASO 2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PRIORITARIOS

El objetivo de este paso es definir qué ***servicios ecosistémicos*** son de interés en la pregunta de gestión pertinente y cuáles son prioritarios en el ejercicio de modelación. La identificación de los servicios ecosistémicos de interés facilita poder reconocer qué modelos hidrológicos son capaces de modelarlos. Claramente, esto viene de la mano con la delimitación de la escala geográfica de análisis que permitirá enfocar los esfuerzos de recolección de datos y apoyar en la precisión de los niveles de resolución de las salidas del modelo esperadas. El resultado esperado de este paso es haber definido el ecosistema (o los ecosistemas), así como el servicio ecosistémico que se debe modelar y su escala de análisis. Se puede ver, por ejemplo, la revisión sistemática de Harrison–Atlas et al. (2016), que desarrolla una tabla de criterios con el objeto de cuantificar servicios ecosistémicos hídricos para la toma de decisiones. Las preguntas guía que se deben responder aquí son:

- **P5.** ¿Qué servicios ecosistémicos son importantes para nuestra toma de decisiones y a qué escala geográfica?
- **P6.** ¿Qué procesos y funciones hidrológicas controlan los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios?
- **P7.** ¿Qué indicadores hidrológicos pueden ser utilizados para obtener respuestas representativas de estos servicios?

Los servicios ecosistémicos hidrológicos más importantes (**Tabla 2** a **Tabla 6**) para la gestión de la infraestructura natural son (Bonnesoeur et al., 2019):


Foto: Will Espinoza

***Tabla 2.*** *Servicio ecosistémico de rendimiento hídrico. Fuente: Elaboración propia.*

| 1. RENDIMIENTO HÍDRICO | |
|---|---|
| **¿Qué es?** | La capacidad de una cuenca para convertir los ingresos de agua en ella, en caudal a su salida. El rendimiento hídrico se puede entender como la "fábrica" de agua. |
| **¿Para quién es importante?** | La cantidad total de agua disponible en la cuenca en ríos, quebradas o pozos, durante todo el año, sin considerar aspectos como regularidad o estacionalidad, es importante para las usuarias y los usuarios de agua con capacidad de almacenamiento —por ejemplo, centrales hidroeléctricas; embalses para uso agrícola, doméstico o industrial—, que demandan grandes volúmenes de agua. |
| **¿Qué elementos o procesos influyen?** | Un alto rendimiento hídrico depende de las siguientes características:<br>• Una alta precipitación o entradas de agua en la cuenca<br>• Vegetación que tenga la capacidad de capturar neblina<br>• Un bajo consumo de agua por parte de la vegetación (baja evapotranspiración) |

***Tabla 3.*** *Servicio ecosistémico de regulación hidrológica. Fuente: Elaboración propia.*

| 2. REGULACIÓN HIDROLÓGICA | |
|---|---|
| **¿Qué es?** | La capacidad de una cuenca para amortiguar la variabilidad de los ingresos de agua con el propósito de generar una salida de caudal más homogénea —por ejemplo, atenuar caudales de crecida y mantener caudales base durante periodos secos—. La regulación hidrológica se puede entender como la "esponja" de agua en la cuenca. |
| **¿Para quién es importante?** | La preservación del caudal base es clave para que las y los usuarios de agua se enfrenten a la escasez hídrica resultado de la estacionalidad, la variabilidad del clima y el cambio climático. Esto es en particular significativo para quienes carecen de capacidad de almacenamiento artificial. |
| **¿Qué elementos o procesos influyen?** | Una buena regulación hidrológica depende de las siguientes características:<br>• Una baja intensidad de la lluvia que alcanza el suelo<br>• Una alta capacidad de infiltración de agua en el suelo<br>• Una alta capacidad de almacenamiento de agua dentro del suelo y subsuelo |

***Tabla 4.*** *Servicio ecosistémico de regulación de la calidad del agua. Fuente: Elaboración propia.*

| 3. REGULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA | |
|---|---|
| **¿Qué es?** | La capacidad de una cuenca para mejorar las características físicas, químicas y biológicas del agua mientras esta fluye por la cuenca, y para reducir la concentración de contaminantes. La depuración de la calidad del agua se puede entender como el "filtro" de la cuenca. |
| **¿Para quién es importante?** | La calidad del agua es algo significativo para las y los usuarios que requieren características físicas, químicas o biológicas específicas o controladas. Por ejemplo, las empresas de agua potable utilizan plantas de tratamiento; mientras mejor sea esa calidad, menor será el costo de tratamiento. De manera similar, las centrales hidroeléctricas requieren agua con buenas características físicas a fin de evitar la colmatación de los embalses y el deterioro de las turbinas durante el proceso de generación eléctrica. Otros, como los municipios locales, requieren características físicas, químicas y biológicas buenas para poder suministrar agua potable a su población. |
| **¿Qué elementos o procesos influyen?** | Una buena calidad del agua depende de las siguientes características naturales:<br>• Una buena cobertura vegetal que proteja el suelo<br>• Una buena estructura del suelo y una baja pendiente que evite la erosión<br>• Un bajo ingreso de contaminantes físicos, químicos o biológicos producto de las actividades humanas y, en ocasiones, de fuentes naturales |

***Tabla 5.*** *Servicio ecosistémico de regulación de eventos extremos. Fuente: Elaboración propia.*

| 4. REGULACIÓN DE EVENTOS EXTREMOS | |
|---|---|
| **¿Qué es?** | La capacidad de una cuenca para regular los fenómenos extremos —por ejemplo, de precipitación— a fin de controlar la magnitud, frecuencia y duración de eventos extremos como inundaciones o movimientos de masa (deslizamientos de tierra). |
| **¿Para quién es importante?** | El control de los caudales de crecida es fundamental para reducir los efectos de las inundaciones en las personas y actividades que se ubican en áreas propensas a aquellas. Los deslizamientos de tierra se encuentran entre los desastres más destructivos en los Andes. |
| **¿Qué elementos o procesos influyen?** | Un buen control de desastres depende de las siguientes características principales:<br>• Una baja ocurrencia de eventos extremos de precipitación<br>• Una buena regulación hidrológica que atenúe crecidas de caudal<br>• Una buena estructura del suelo y una baja pendiente que ofrezca resistencia mecánica |

***Tabla 6.*** *Servicio ecosistémico de conservación de los suelos. Fuente: Elaboración propia.*

| 5. CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS | |
|---|---|
| **¿Qué es?** | La capacidad de una cuenca para controlar la erosión laminar (erosión difusa) y mejorar la fertilidad y humedad del suelo y la producción vegetal. Las propiedades de los suelos afectan la provisión de otros servicios ecosistémicos, como la producción vegetal, el forraje, los cultivos, etc. |
| **¿Para quién es importante?** | Los suelos en buen estado benefician a múltiples sectores de manera directa; por ejemplo, al sector agropecuario, que aprovecha los suelos para cultivos o pastos. Otros se benefician en forma indirecta; por ejemplo, aquellos que cuentan con reservorios susceptibles de colmatación se benefician de una erosión reducida. |
| **¿Qué elementos o procesos influyen?** | Muchas propiedades y funciones ecosistémicas influyen en el estado de los suelos, su fertilidad y la producción vegetal:<br>• Una buena cobertura vegetal que pueda reducir la erosión y la pérdida de nutrientes<br>• Una buena humedad en el suelo, para protegerlo contra variaciones climáticas<br>• Una buena estructura de los suelos, como textura o alto contenido de materia orgánica |

Hay una multitud de ***cobeneficios*** producto de las acciones de protección y restauración de los ecosistemas para sostener o mejorar estos servicios ecosistémicos: por ejemplo, el mantenimiento de la biodiversidad; la purificación del aire; la captura de carbono en el suelo y en la biomasa; la belleza escénica; el mantenimiento de los valores culturales, y el sostenimiento y soporte de los procesos bioquímicos.

Existen, también, posibles ***compromisos*** entre los servicios ecosistémicos; es decir, en ocasiones, incrementar un servicio puede resultar en la reducción de otro. Un ejemplo común es el de la forestación con especies exóticas. Las plantaciones forestales pueden ayudar a mejorar la regulación hídrica e, incluso, el almacenamiento de carbono en la biomasa; sin embargo, la vegetación arbórea, al ser más grande que la vegetación herbácea nativa, puede consumir más agua, lo que reduce el rendimiento hídrico total. Asimismo, la introducción de especies exóticas puede resultar en una reducción de la biodiversidad. Si bien la forestación en suelos degradados puede mejorar la infiltración de agua en el suelo por acción de las raíces, existe un compromiso entre cuánta más agua puede infiltrarse y almacenarse en el suelo y cuánta agua es consumida por efectos de la evapotranspiración y almacenamiento interno de los árboles **(Figura 7)**.




***Figura 7.*** *Balance hídrico en función de la precipitación. Adaptado de: van Meerveld et al. (2021).*

Es necesario, entonces, considerar cobeneficios y compromisos entre servicios ecosistémicos cuando se toman decisiones de intervención en los ecosistemas de la cuenca. Los modelos hidrológicos considerados deben ser capaces de modelar los servicios ecosistémicos prioritarios y proporcionar información cuantitativa relevante para informar la toma de decisiones. Es prudente resaltar que, en general, un modelo no va a poder modelar todos los servicios ecosistémicos. Aunque se deben considerar los múltiples impactos en el territorio, se tienen que priorizar los servicios de mayor interés y aquellos que serán más impactados por las intervenciones sobre la infraestructura natural consideradas.

***"Es necesario considerar cobeneficios y compromisos entre servicios ecosistémicos cuando se toman decisiones de intervención en los ecosistemas".***




Foto: Víctor Idrogo



Foto: Ana Castañeda

## PASO 3. INTERVENCIONES SOBRE LA INFRAESTRUCTURA NATURAL QUE SE BUSCAN MODELAR

Este paso tiene como objetivo definir los tipos de ***intervenciones sobre la infraestructura natural*** que se desean modelar, a fin de compararlos con el conjunto disponible de modelos hidrológicos y determinar si son capaces —y cómo— de representar las intervenciones dentro de los parámetros y procesos del modelo. El resultado esperado de este paso es un conjunto de intervenciones definidas —acompañadas de propuestas conceptuales que pueden ser implementadas en los modelos—, para comparar los modelos disponibles, y evaluar su capacidad y utilidad de modelación de dichas intervenciones. Pueden usarse las siguientes preguntas guía:

- **P8.** Qué infraestructura natural es importante para nuestro propósito?
- **P9.** ¿Cuáles son las intervenciones, sobre la infraestructura natural en el terreno, que se desean modelar?
- **P10.** ¿Cuál es la conceptualización del funcionamiento de las intervenciones que buscan modelarse?
- **P11.** ¿Cómo se puede representar el funcionamiento de las intervenciones sobre la infraestructura natural en los modelos hidrológicos?

Para modelar las intervenciones sobre la infraestructura natural, los modelos hidrológicos utilizan variables, como uso y cobertura del suelo, propiedades de almacenamiento de agua en el suelo, intervenciones de tipo superficial en el terreno (barreras, depresiones, etc.), o características de recarga de agua subterránea. La conceptualización del funcionamiento de las intervenciones debe basarse en las variables y representaciones que emplean los modelos hidrológicos para garantizar su utilidad, con el fin de evaluar diferencias en la respuesta hidrológica producto del cambio de dichas variables, así como los efectos de una variación en la complejidad, precisión y sensibilidad de los modelos. **La Tabla 7** muestra un conjunto de intervenciones en la infraestructura natural, cuyos efectos pueden ser conceptualizados con el fin de modelarlas utilizando procesos sencillos.

***Tabla 7.*** *Lista de intervenciones en infraestructura natural y posible enfoque de evaluación-modelación. Fuente: Elaboración propia.*

| Intervención en la infraestructura natural | Posible enfoque conceptual | Uso y cobertura del suelo | Características de almacenamiento de agua en el suelo | Intervenciones estructurales en la superficie | Características y flujos subterráneos |
|---|---|---|---|---|---|
| **Creación de áreas de protección en la parte alta de la cuenca** | Reducir la velocidad de la escorrentía con diferentes coberturas. Utilizar mapa de cobertura y uso de suelo para conservación. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Instalación de sistemas de uso productivo sostenible como agroproductivos, agroforestales o silvopastoriles** | Comparar escenarios antes y después de un proyecto de uso sostenible mediante variables de caracterización de suelos y vegetación en áreas intervenidas. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Compra de predios en zonas de interés hídrico para protección o restauración** | Sustentar reducción de caudales líquidos y sólidos para protección de áreas. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Instalación de sistemas de control y prevención contra incendios forestales** | Cuantificar los impactos de las quemas sobre la producción de servicios hídricos en comparación con escenario natural. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Establecimiento o fortalecimiento de un sistema de vigilancia en áreas de conservación** | Comparar con escenario de área de conservación degradada y establecer su gestión. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Protección de manantes y su área de acceso** | Comparar manante degradado o desaparecido. Determinar área de contribución y área de influencia del manante. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Clausura de pastos naturales para evitar el ingreso de ganado** | Utilizar mapa de cobertura y uso de suelo para conservación. Modificar variables de propiedades de almacenamiento de agua en el suelo. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Implementación de sistemas de pastoreo rotativo en praderas naturales para eliminar sobrepastoreo** | Modificar variables de propiedades de almacenamiento de agua en el suelo. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Siembra de pastos naturales para (re) generar cobertura** | Comparación de una cobertura con vegetación y con suelo desnudo. | ✔ | ✔ | ✔ | |

| Intervención en la infraestructura natural | Posible enfoque conceptual | Uso y cobertura del suelo | Características de almacenamiento de agua en el suelo | Intervenciones estructurales en la superficie | Características y flujos subterráneos |
|---|---|---|---|---|---|
| **Mejoramiento genético de ganado en áreas fuera de los ecosistemas bajo protección** | Cambio de coberturas de vegetación en áreas no pastoreadas. | ✓ | ✓ | ✓ | |
| **Cambio de crianza de ganado lechero por la de camélidos sudamericanos** | Cambio de coberturas de vegetación con pastoreo y propiedades de los suelos para evaluar la reducción en erosión. | ✓ | ✓ | ✓ | |
| **Siembra de avena forrajera o pastos de forraje en zona de pastos naturales** | Utilizar mapa de cobertura y uso de suelo con cambios de cobertura en zonas productivas. | ✓ | ✓ | ✓ | |
| **Restauración de humedales** | Modificar variables de propiedades de transporte y almacenamiento de agua en el suelo. Modificar procesos del modelo para simular cambios en la hidrología. | ✓ | ✓ | ✓ | |
| **Eliminación de la práctica de extracción de la capa orgánica de turberas y bofedales** | Modificar las variables de contenido de carbono y materia orgánica en los suelos y su influencia en la hidrología. | ✓ | ✓ | ✓ | |
| **Restauración de infraestructura ancestral de infiltración** | Evaluar la efectividad de la infraestructura en el almacenamiento. Utilizar funciones de ralentización de flujo y tiempo de residencia. | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| **Construcción de zanjas de infiltración** | Evaluar la capacidad de almacenamiento y reducción de la velocidad del flujo; evaluar la capacidad de control de erosión y reducción de escorrentía; evaluar las tasas de infiltración de agua. | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| **Construcción de infraestructura rústica de almacenamiento o infiltración** | Evaluar la efectividad de la infraestructura en el almacenamiento. Utilizar funciones de ralentización de flujo y tiempo de residencia | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| **Forestación con especies exóticas** | Determinar cambios en la evapotranspiración, consumo de agua de la vegetación arbórea y modificaciones en rendimiento hídrico. | ✓ | ✓ | ✓ | |

| Intervención en la infraestructura natural | Posible enfoque conceptual | Uso y cobertura del suelo | Características de almacenamiento de agua en el suelo | Intervenciones estructurales en la superficie | Características y flujos subterráneos |
|---|---|---|---|---|---|
| **Forestación de zonas degradadas o muy vulnerables** | Sustentar el uso de coberturas para recuperar zonas degradadas; utilizar mapas de degradación; modificar variables de infiltración de agua en los suelos. | ✔ | ✔ | ✔ | |
| **Recuperación de bosques nativos, primarios y secundarios** | Evaluar las coberturas actuales y proponer nuevos usos de suelo | ✔ | ✔ | ✔ | ✔ |
| **Recuperación de andenes y terrazas prehispánicas** | Plantear alternativas de recuperación a partir de coberturas e infraestructuras; evaluar la capacidad de control de erosión y reducción de escorrentía; evaluar las tasas de infiltración de agua. | ✔ | ✔ | ✔ | ✔ |
| **Construcción de diques en zonas de pendiente fuerte** | Evaluar infraestructuras y coberturas en reducción y almacenamiento de flujo y sedimentos. | ✔ | ✔ | ✔ | ✔ |
| **Construcción de collarines de piedras** | Evaluar infraestructuras en reducción y almacenamiento de flujo. | | | | ✔ |
| **Construcción de terrazas de formación lenta** | Evaluar infraestructuras y coberturas en reducción y almacenamiento de flujo. | ✔ | ✔ | ✔ | ✔ |
| **Construcción de gaviones para estabilizar cárcavas** | Evaluar infraestructuras en reducción y almacenamiento de flujo y sedimentos. | | | | ✔ |
| **Construcción de obras de drenaje de trochas carrozables** | Favorecer la reducción de velocidad y dar conservación vial; evaluar la producción de sólidos suspendidos y aumento en la carga y concentración de sedimentos | ✔ | ✔ | ✔ | ✔ |

Una vez que se han identificado las intervenciones sobre la infraestructura natural que se desean modelar; que se ha conceptualizado un enfoque de modelación para la evaluación de su efectividad, y que se han realizado propuestas de modelación, es posible reconocer qué modelos hidrológicos pueden ser aptos para producir las simulaciones esperadas. Esta definición hace que, de un universo de modelos hidrológicos existentes, se pueda obtener un subconjunto de aquellos modelos que cuenten con el mayor potencial de ser utilizados para el caso en cuestión. Estos modelos deben ser capaces de atender en forma satisfactoria la pregunta de gestión planteada, de cuantificar los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios y de simular las intervenciones sobre la infraestructura natural propuestas. A continuación, es necesario entender mejor cómo los modelos pueden responder al contexto específico institucional y a los recursos, datos y capacidades disponibles.



Foto: Ana Castañeda

## PASO 4. CONTEXTO DE TOMA DE DECISIONES, LOS RECURSOS Y CAPACIDADES

El primer objetivo de este paso es determinar los ***intereses*** de las tomadoras y tomadores de decisión, los ***recursos*** y ***capacidades*** iniciales, así como el tiempo disponible para tomar las decisiones. El resultado esperado es lograr un entendimiento del contexto de toma de decisiones para generar información de relevancia, considerar los recursos y capacidades específicas de la institución decisora, y establecer los tiempos para tomar decisiones de gestión. Se pueden utilizar las siguientes preguntas guía:

- **P12.** ¿Cuál es el uso previsto de los resultados del modelo hidrológico?
- **P13.** ¿Cuál es el tiempo disponible para realizar la modelación con el fin de informar la decisión en cuestión?

Los usos previstos de los resultados de la modelación dependen de manera directa de los intereses de las tomadoras y tomadores de decisión, formuladores de proyectos y hacedores de política relacionada con la infraestructura natural modelada. Dichos usos pueden incluir desarrollar escenarios futuros, conducir evaluaciones políticas, valorizar los servicios ecosistémicos para una región, determinar las mejores acciones para mantener o potenciar los servicios ecosistémicos prioritarios, calcular compromisos entre diferentes servicios ecosistémicos, evaluar los beneficios y cobeneficios de las intervenciones sobre la infraestructura natural, etc. Este contexto debe ser conocido y entendido por quienes realizarán el ejercicio de modelación —sean profesionales que pertenezcan o no a la institución decisora—, para asegurar que la modelación hidrológica responda a un interés integral más allá de la teoría hidrológica.

Otro factor significativo es conocer con qué urgencia se necesitan los resultados de la modelación para tomar una decisión. El tiempo necesario para obtener resultados de los modelos depende de la complejidad de la estructura del modelo, la disponibilidad de datos y las capacidades técnicas para correr el modelo. Si se requiere una decisión rápida, el tiempo se convierte en un condicionamiento importante que influencia la selección del modelo. Algunas ventanas de tiempo comunes pueden ser decisiones que deben ser tomadas en menos de tres meses, en un lapso de entre tres y seis meses o de entre seis meses y un año, o luego de un año.

Existe una interrelación y contrabalance entre la disponibilidad de datos, los recursos y las capacidades locales y el tiempo disponible. Los modelos más complejos proveen, por lo general, predicciones más precisas y tienen un mayor rango de usos, pero

asimismo pueden ser más difíciles de utilizar y entender, requieren más y mejores datos de entrada y disponibilidad de recursos, y también capacidades y experiencia técnica en modelación. Un modelo complejo puede no ser la mejor opción para tomar una decisión rápida en un contexto de escasez de datos y recursos. Grayson & Bloschl (2000) ilustran cómo la ***disponibilidad de información*** condiciona a la elección de una complejidad del modelo y su ***capacidad predictiva (Figura 8).***

***"Un modelo complejo puede no ser la mejor opción para tomar una decisión rápida en un contexto de escasez de recursos".***

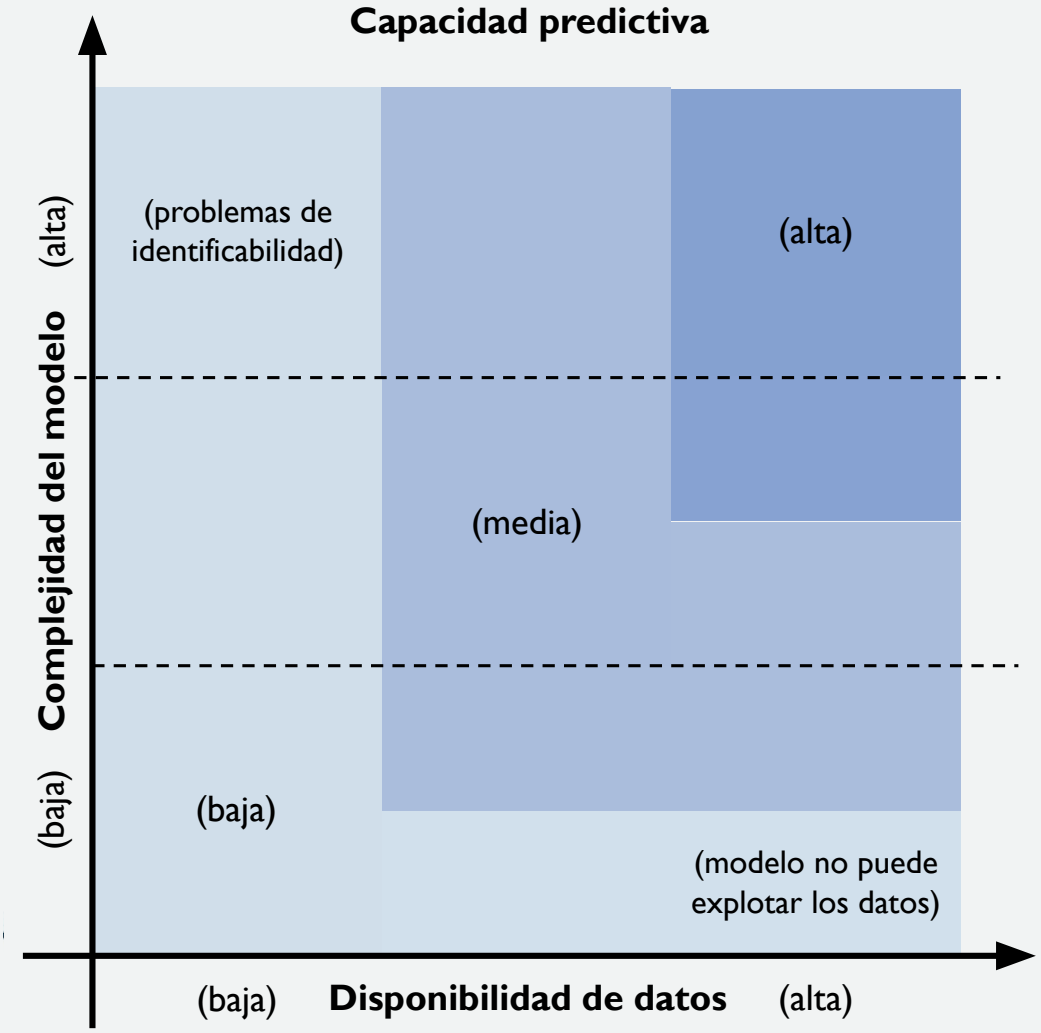


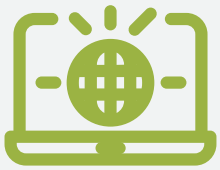

***Figura 8.*** *Relación entre disponibilidad de datos, complejidad del modelo y capacidad predictiva. Adaptado de: Grayson & Bloschl (2000).*

El segundo objetivo de este paso es hacer una evaluación de la disponibilidad de datos y recursos, así como de la capacidad técnica disponible en la institución interesada, para determinar la posibilidad de implementar los modelos hidrológicos y las herramientas que sean relevantes. Esto ayudará a determinar qué tan complejo debe ser un modelo. El resultado esperado es un inventario de los datos disponibles para el área de modelación definida que atienda a la pregunta de gestión de interés, y una evaluación de los recursos y la capacidad técnica interna. Es necesario caracterizar si la capacidad interna es alta, media o baja, a los fines de operar los modelos hidrológicos potencialmente relevantes; y, si la capacidad técnica interna es baja o nula, determinar si existen recursos o fondos adicionales para contratar un equipo experto externo que pueda construir y correr el modelo relevante dentro del tiempo requerido para la toma de decisiones. Algunas preguntas guía son:

- **P14.** ¿Qué datos están disponibles para atender la pregunta de gestión en cuestión?
- **P15.** ¿Se cuenta con la calidad de datos necesaria para los modelos hidrológicos preferidos?
- **P16.** ¿Existe capacidad técnica interna y experiencia previa para operar modelos hidrológicos potencialmente relevantes?
- **P17.** De ser necesario, ¿existen los recursos para financiar capacidad técnica externa, al objeto de operar un modelo seleccionado?

Un enfoque eficiente para evaluar el estado de disponibilidad de datos es examinar los requerimientos de datos de entrada de modelos diferentes y comparar qué datos existen o ya están disponibles. Al analizar la disponibilidad de datos es posible encontrarse con pocos o que incluso haya vacíos de datos para las variables hidrológicas necesarias para correr un modelo. La versión más sencilla de un modelo hidrológico requiere una serie de tiempo de precipitación, como principal entrada de agua en una cuenca, con el fin de simular su conversión en una serie de tiempo de caudal. En ocasiones no existirán datos disponibles de precipitación dentro de la cuenca (datos primarios) y se tendrán que utilizar extrapolaciones de estaciones pluviométricas y meteorológicas cercanas (datos secundarios). Cuando incluso esto no sea posible, porque no hay estaciones cercanas, estas no son representativas o los datos no ocurren dentro de un periodo de tiempo de interés, se puede optar por usar datos secundarios de sensores remotos. En la actualidad existen productos satelitales que pueden ayudar a enfrentar la escasez de datos en territorio (Kummerow et al., 1998; Tapley et al., 2011; Entekhabi et al., 2010; Hou et al., 2014; Tang et al., 2020).

En otros escenarios de disponibilidad de información es posible contar con un rango más amplio de datos locales relevantes que pueden ser usados como ingresos a los modelos hidrológicos, o incluso con un conjunto de datos locales de alta calidad que provea información detallada de variables de entrada para los modelos hidrológicos, así como valores locales de servicios ecosistémicos. Algunos modelos un poco más complejos requieren un modelo digital de elevación y un mapa de cobertura o uso del suelo, en particular si se necesita espacializar las simulaciones de intervenciones sobre la infraestructura natural. Asimismo, una serie de tiempo de caudal suele ser necesaria y deseable para calibrar los parámetros de los modelos hidrológicos, aunque no es indispensable para aquellos modelos más complejos que emplean ecuaciones basadas en física. Algunos modelos utilizan información disponible en bases de datos globales de manera automática, mientras que otros requieren el ingreso manual de datos medidos. Se pueden utilizar datos secundarios disponibles en datasets globales para diversas variables necesarias (p. ej., WorldClim: Fick et al., 2017), pero los datos locales han demostrado generar estimaciones modeladas más precisas (p. ej., Ochoa–Tocachi et al., 2016a, 2018a; Redhead et al., 2016). En ocasiones, es posible que se requiera generar datos primarios mediante experimentos en campo o sistemas de monitoreo hidrológico, con el fin de respaldar la modelación o mejorar el portafolio de modelos que pueden ser seleccionados.



***"Se pueden utilizar datos secundarios disponibles en datasets globales para diversas variables necesarias, pero los datos locales han demostrado generar estimaciones modeladas más precisas".***

Es necesario, también, evaluar si existe la capacidad técnica interna para operar modelos hidrológicos. Puede ser que la experticia técnica local sea pequeña o esté restringida por disponibilidad de personal o tiempo. Los modelos más sencillos podrían ser operados por personal técnico con conocimientos en hidrología limitados, pero se corre el riesgo de obtener altas incertidumbres en los resultados que se alcancen. Algunos modelos pueden ser operados con herramientas *online* y requieren de habilidades técnicas moderadas. Si la capacidad técnica interna para recolectar datos y operar modelos no está disponible, hay que preguntarse si existen los recursos económicos para contratar experticia externa necesaria y suficiente. Si la respuesta es sí, entonces es importante clarificar la cantidad de recursos disponibles e involucrarse con organizaciones y personas que puedan proveer esa experticia y el soporte técnico del caso.

Los modelos más complejos requieren de una capacidad técnica alta, sea interna o disponible mediante la contratación de un equipo experto externo. Si no se cuenta con la experticia interna en modelación, pero algunos datos locales están disponibles y existen los recursos suficientes para contratar un equipo experto externo, se pueden considerar modelos más complejos que aprovechen dicha información. Si la capacidad técnica interna es moderada y, además, hay un rango amplio de datos disponibles, se pueden considerar modelos que sean medianamente complejos y ofrezcan asistencia al usuario. En estos casos, el fortalecimiento de capacidades del personal técnico interno debe ser considerado como una vía eficiente de mejora de resultados. Uno de los casos más particulares es el de la conceptualización, desarrollo, construcción, codificación y operación de modelos propios hechos a la medida, lo cual requiere de un conocimiento interno alto que entienda el contexto de toma de decisiones, los intereses y los recursos disponibles (p. ej., Ochoa–Tocachi et al., 2019a). Por último, con una perspectiva a largo plazo, es recomendable que quienes toman decisión consideren la validación regular de los modelos y la necesidad de ejecutarlos varias veces durante un periodo de tiempo dado o mientras más y mejores datos (y, potencialmente, mejores modelos) se vuelvan disponibles. Con esta perspectiva de planificación integral, es necesario evaluar si lo más costo–efectivo sería contar con un equipo interno fuerte, bajo un sistema de formación y entrenamiento continuo, o si es suficiente valerse de un equipo experto externo que esté disponible de manera puntual durante periodos cortos de implementación de un modelo.



***"El fortalecimiento de capacidades del personal técnico interno debe ser considerado como una vía eficiente de mejora de resultados".***



Foto: Ana Castañeda

# PASO 5. EVALUACIÓN DE MODELOS HIDROLÓGICOS DISPONIBLES

El Volumen 1 de la práctica de modelación concluye con la **selección** del modelo hidrológico (o caja de herramientas de modelación) que se utilizará para responder la pregunta de gestión de interés (Paso 1) mediante la modelación de los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios (Paso 2), generados o afectados por las intervenciones sobre la infraestructura natural propuestas (Paso 3), en el contexto de toma de decisiones identificado, usando los datos, recursos y capacidades técnicas disponibles (Paso 4). El objetivo de este Paso 5 es comparar los resultados de los pasos 1 al 4 y seleccionar el modelo hidrológico más apropiado. Para guiar a las tomadoras y tomadores de decisión en esta selección, se presentan en lo que sigue conceptos clave acerca de la teoría de modelación hidrológica y una comparación de una lista corta de modelos populares. Los resultados esperados de este paso son proveer un mejor entendimiento de las especificidades técnicas de cada modelo y afinar el número de modelos o herramientas de modelación que pueden usarse en el contexto de toma de decisiones identificado. Asimismo, luego de realizar los pasos 1 al 4 de la primera fase de esta guía, las tomadoras y tomadores de decisión deberían ser capaces de seleccionar uno o dos de los modelos hidrológicos más apropiados para atender sus preguntas mientras se garantiza la capacidad técnica, disponibilidad de datos y recursos, con el objeto de obtener resultados dentro del tiempo disponible para tomar decisiones. Las preguntas guía que se responderán en este paso son:

- **P18.** ¿Cuál es el modelo hidrológico que responde en forma positiva a la mayor cantidad de criterios y cómo?
- **P19.** ¿Qué limitaciones y desventajas existen para el modelo hidrológico seleccionado?
- **P20.** ¿Qué otros modelos son alternativas factibles para el ejercicio de modelación?

La variabilidad climática, la diversidad de ecosistemas y la variedad de preguntas por contestar a diferentes escalas espaciales y temporales, fomentan el desarrollo de diversos enfoques y modelos hidrológicos para responder a problemas específicos. En este contexto, los modelos hidrológicos existentes son numerosos, e incluso profesionales en hidrología pueden tener dudas en el momento de escoger entre un modelo u otro. En ocasiones, esta selección de modelos estará basada en criterios cualitativos; por ejemplo, se utilizará el modelo más popularizado para una u

otra aplicación o aquel modelo que haya logrado introducirse en el imaginario institucional. Este tipo de enfoques resultan cuestionables debido a que los modelos hidrológicos, por ser simplificaciones de la realidad, se quedan cortos para responder "todo tipo de preguntas". En el mundo de la modelación hidrológica es común observar el sesgo cognitivo del ***"martillo de oro"***, el cual se refiere a una dependencia excesiva de una herramienta, tecnología o paradigma con los que se tienen cierta familiaridad y que son ensalzados de manera exagerada. Este sesgo se resume en la frase: "Cuando la única herramienta que se tiene es un martillo, todo problema comienza a parecerse a un clavo". Por esta razón, para realizar una selección objetiva y válida se deben reconocer los objetivos del estudio, identificar correctamente los procesos críticos que serán representados en las modelaciones y considerar la información disponible y las capacidades técnicas en el momento de modelar.



***"Cuando la única herramienta que se tiene es un martillo, todo problema comienza a parecerse a un clavo".***

## Tipos de modelos hidrológicos

Un primer paso para poder decidir entre toda la gama de modelos hidrológicos implica reconocer los diferentes tipos de modelos disponibles y contar con una idea acerca de qué tipo de modelo escogeríamos sobre la base de la información disponible y los procesos por representar. Se dispone de varias clasificaciones de modelos hidrológicos en la literatura (p. ej., Singh, 1995; Refsgaard, 1996; Solomatine & Wagener, 2011). En esta guía, dividimos los modelos hidrológicos según: a) el nivel de descripción de procesos hidrológicos; b) la discretización espacial; y c) la introducción de aleatoriedad en la modelación.

Por el nivel de descripción de procesos hidrológicos, los modelos se clasifican en: i) ***empíricos***; ii) ***conceptuales***; y iii) de ***base física***. Los modelos empíricos —también llamados **"data–driven"** o modelos de **"caja negra"**— son desarrollados sin considerar procesos físicos de manera explícita (Resfgaard, 1996). Ejemplos comunes de este tipo son los modelos que usan algoritmos estadísticos o de aprendizaje de máquina, como redes neuronales artificiales (ANN, por sus siglas en inglés) o máquinas de vectores soporte (SVM, por sus siglas en inglés). Por su parte, los modelos conceptuales caracterizan el funcionamiento del sistema a través de representaciones simplificadas de procesos hidrológicos mediante relaciones paramétricas simples. Estos modelos utilizan parametrizaciones de reservorios como principal elemento para representar la capacidad de almacenamiento de los componentes del sistema hidrológico, y flujos simplificados para llenar o vaciar estos reservorios (Solomatine & Wagener, 2011). Por último, los modelos de base física —también llamados basados en procesos o de **"caja blanca"**— hacen uso de representaciones más detalladas y rigurosas; por lo general, se basan en leyes de conservación de masa, momento y energía, y están compuestos por ecuaciones que representan procesos basados en este entendimiento. Los modelos basados en física son los más complejos y es común que demanden importantes recursos computacionales, además de una alta capacidad técnica para su operación.

De igual forma, los modelos hidrológicos se clasifican de acuerdo con su discretización espacial en modelos: i) ***agregados***; ii) ***semidistribuidos***; y iii) ***distribuidos*** (**Figura 7**). Esto influye en los requerimientos de información a diferentes escalas, que van desde información resumida (como el área de la cuenca) hasta información muy detallada (como mapas espaciales de elevación, suelos o cobertura vegetal), y las salidas de los modelos dependerán también de estas escalas. Los modelos agregados tratan a cada cuenca de estudio como si fuera una unidad, y las variables y parámetros empleados representan valores promedio para toda la cuenca.

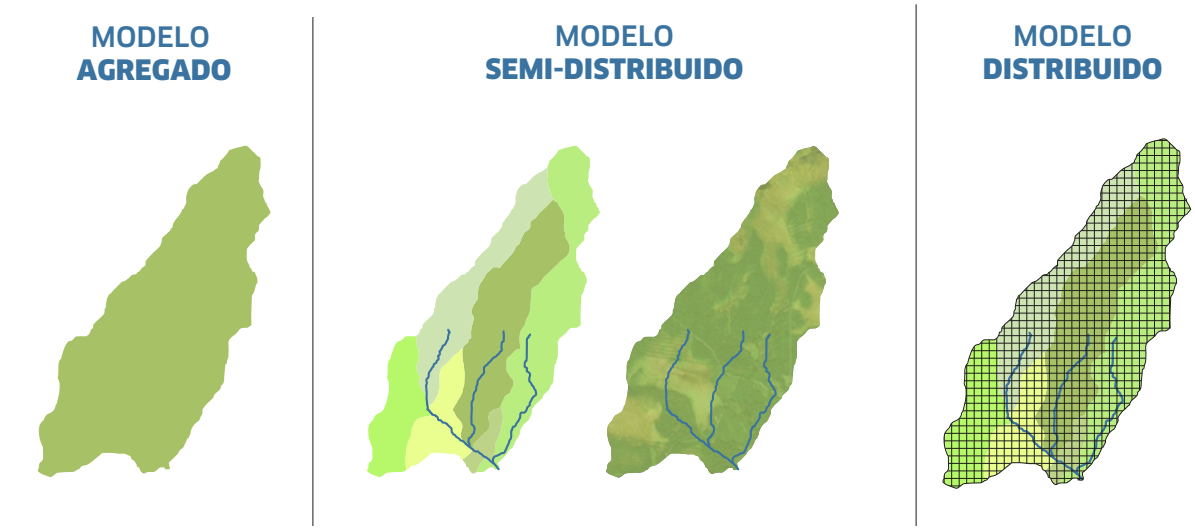



***Figura 9.*** *Discretización de modelos a escala espacial: agregados, semidistribuidos y distribuidos. Fuente: Elaboración propia.*

Según la aleatoriedad que los modelos puedan introducir, estos se clasifican en: i) **determinísticos**; y ii) **estocásticos**. Un modelo determinístico es aquel donde las mismas entradas producirán de manera invariable las mismas salidas, no contemplándose la existencia del azar ni el principio de incertidumbre. Esto quiere decir que, si se repite una simulación usando un conjunto de valores de parámetros del modelo y variables de entrada determinados, se obtendrán siempre los mismos resultados; asimismo, si se varían los datos de entrada o se modifican los parámetros ligeramente, los resultados serán distintos. Este principio es utilizado posteriormente para la calibración de los parámetros de los modelos. Sin embargo, en ciertas ocasiones se requiere la capacidad de generar un comportamiento estocástico o aleatorio en diferentes componentes del modelo; en tal caso, los modelos estocásticos permiten aleatoriedad o incertidumbre en las salidas, lo cual puede estar considerado en las variables de entrada, las condiciones de frontera o los parámetros del modelo (Beven, 2011). La utilidad de los modelos estocásticos se resalta para procesos que son intrínsecamente aleatorios o inciertos, como la ocurrencia de lluvia o las predicciones del clima.

En la práctica, la clasificación de modelos es un poco más difusa. Algunos modelos de base física incorporan, de por sí, modelos empíricos. Por ejemplo, muchos paquetes de modelamiento de agua subterránea —como Modflow o Feflow— son descritos como modelos de base física. Aun así, estos modelos utilizan la ley de Darcy, la cual fue derivada en forma empírica mediante experimentos de laboratorio (Darcy, 1856). De igual forma, un modelo puede tener la capacidad de ser estocástico, a través de algunas extensiones o configuraciones, y ser operado de forma determinística.

Es necesario advertir que no hay un tipo de modelo que sea mejor que otro; simplemente, tienen aplicaciones diferentes. A simple vista, los modelos de base física pueden dar la impresión de reproducir de manera más fiel la realidad debido a que se aproximan a las leyes aceptadas por la comunidad científica. Sin embargo, su alta parametrización y alta demanda de datos conllevan problemas de modelación y calibración, como la no linealidad, la equifinalidad y la sobreparametrización (Beven, 2011). Por otro lado, la agregación espacial de los modelos agregados o semidistribuidos imposibilitan la evaluación de escenarios que requieran una alta resolución espacial (desagregación de lugares). Por ejemplo, evaluar el impacto de intervenciones sobre la infraestructura natural con vistas al control de inundaciones puede requerir un modelo distribuido si se quiere estimar la reducción de áreas inundables en una microcuenca para una tormenta de diseño dada, de la misma manera que el emplazamiento de un portafolio óptimo de intervenciones puede exigir una mirada desagregada de la cuenca para evaluar dónde estas deben ser colocadas más eficientemente para maximizar los beneficios. Sin embargo, no siempre es posible —ni necesario— desagregar espacialmente la modelación, bien por limitaciones en los datos disponibles, los recursos computacionales o las capacidades técnicas, o bien porque los resultados esperados no requieren la consideración de su distribución espacial, como la estimación del rendimiento hídrico total de una cuenca o su balance hídrico.

## Modelos hidrológicos populares

Los modelos hidrológicos descritos a continuación comprenden una aproximación a los objetivos que se pretenden alcanzar mediante esta guía. En esa virtud, algunos modelos abarcan diferentes análisis del ciclo del agua y los ecosistemas. En la **Tabla 8** nombramos varios modelos y sus principales características.

***Tabla 8.*** *Características de modelos hidrológicos relevantes y frecuentemente utilizados. Fuente: Elaboración propia.*

| Modelo hidrológico | Descripción | Requerimiento de información | Componente de infraestructura natural | Salidas del modelo |
|---|---|---|---|---|
| **SWAT** **(Arnold et al., 2012)** | Soil and Water Assessment Tool. Modelo semidistribuido, es una herramienta para la evaluación del suelo y agua. Fue desarrollado con el objeto de predecir el impacto de las prácticas de manejo en la generación de flujos, sedimentos y sustancias agrícolas–químicas, para las prácticas de manejo. Es un modelo continuo que requiere información sobre clima, propiedades del suelo, topografía, vegetación y manejos. | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM); mapa de cobertura y uso del suelo (LULC); tabla biofísica del suelo; mapa de tipo de suelo (textura y estructura); información climatológica diaria de precipitación; temperatura máxima y mínima. | Uso y cobertura del suelo, intervención en la superficie, y características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Series de tiempo diarias, mensuales y anuales de láminas de escorrentía, infiltración (almacenamiento y aporte subsuperficial), evaporación y cantidad de sedimentos transportados. |
| **KINEROS** **(Woolhiser et al., 1990)** | KINematic runoff and EROSion model. Modelo semidistribuido, orientado a eventos, está basado en los procesos de interceptación, infiltración, escorrentía y erosión. La cuenca hidrográfica está representada por una cascada de planos y canales. Las ecuaciones se resuelven mediante técnicas de diferencias finitas. | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM); mapa de cobertura y uso del suelo (LULC); tabla biofísica del suelo; mapa de tipo de suelo (textura y estructura); granulometría del cauce; y hietograma de precipitación. | Uso y cobertura del suelo, intervención en la superficie, y capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Series de tiempo de caudal, lámina de infiltración, concentración, erosión, deposición, y producción de sedimentos en la cuenca. |
| **TOPMODEL** **(Beven & Kirkby, 1979; Buytaert & Beven, 2010)** | TOPographic index MODEL. Modelo hidrológico semidistribuido que se fundamenta en el concepto del índice topográfico. Es un indicador de la susceptibilidad de ciertas zonas de la cuenca a saturarse completamente y, por ello, basado en el mecanismo de escorrentía por exceso de saturación. | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM); información de precipitación y evapotranspiración a diferentes escalas de tiempo; y parámetros físicos del subsuelo. | Intervención en la superficie, y características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Series de tiempo de la lámina de escorrentía a escala de evento, días, meses y años. |

| Modelo hidrológico | Descripción | Requerimiento de información | Componente de infraestructura natural | Salidas del modelo |
|---|---|---|---|---|
| **HEC-HMS y HEC–GeoHMS (Scharffenberg, 2016; Fleming & Doan, 2000** | Hydrologic Engineering Center– Hydrologic Modeling System. Junto al interfaz de preprocesamiento HEC–GeoHMS, está diseñado para simular procesos hidrológicos completos de cuencas, incluyendo muchos procedimientos de análisis tradicional para eventos (abstracción, hidrograma unitario, tránsito hidrológico), así como simulación continua (evapotranspiración, derretimiento de nieve, contenido de humedad). | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM); mapa de cobertura y uso del suelo (LULC); tabla biofísica del suelo; mapa de tipo de suelo (textura y estructura); hietograma de precipitación para escala evento. Para escala continua se requiere parámetros físicos del subsuelo. | Uso y cobertura del suelo, intervención en la superficie, y características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Series de tiempo de caudal por un evento de lluvia o a escala continua de precipitación y pérdidas por infiltración. |
| **MODFLOW (Harbaugh, 2005)** | Modelo de agua subterránea de diferencias finitas. La estructura consiste en un programa principal y una serie de subrutinas altamente independientes. Las subrutinas se agrupan en paquetes; cada uno trata de una característica específica del sistema hidrológico que se debe simular, como el flujo de ríos. | Según los fines del estudio, puede requerir información topográfica, de fuentes y sumideros (ríos, drenes, lagos, pozos, etc.) y propiedades hidrogeológicas. Realiza simulaciones en régimen estático y transitorio. | Uso y cobertura del suelo, intervención en superficie y subterráneo, y características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Resultados de balance hídrico entre zonas (ríos, pozos, lagos, áreas de interés). |
| **WEAP (Sieber & Purkey, 2015)** | Water Evaluation And Planning. Herramienta de modelación para la planificación y distribución de agua, principalmente. También realiza modelamiento hidrológico a escala continua. | Área, información de características de almacenamiento del subsuelo, precipitación mensual, y temperatura media mensual. | Características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Lámina de agua y caudal mensual. WEAP es, en realidad, más una plataforma de software de modelación que un modelo en sí mismo. |
| **RS MINERVE (García Hernández et al. 2014, 2020)** | Routing System Modélisation des Intempéries de Nature Extrême dans le Rhône Valaisan et leurs Effets. Software de modelación originalmente desarrollado para la predicción de avenidas y gestión de recursos hídricos en regiones de montaña. Hoy en día ofrece una gama amplia de aplicaciones, incluyendo un balance hídrico con objetos de gestión, como de infraestructura hidráulica. RS MINERVE abarca diferentes modelos hidrológicos: GSM, SOCONT, SAC–SMA, GR4J y HBV. | Topología de ríos, puntos de confluencia y áreas de subcuencas con información de altitud y topografía distribuida en bandas de elevación, climatología diaria o mensual de precipitación y temperatura, opcionalmente ETP. RS MINERVE construye un modelo a partir de tres entradas en formato vectorial: rivers, junctions y subbasins, además de una base de datos climatológica de P, T y ETP (la última puede ser "automática", de una base de datos global o una serie de datos manual). | Características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Caudal a diferentes escalas de tiempo, incluyendo todos los componentes del balance hídrico (p. ej., consumo de agua, infraestructura hidráulica). |

| Modelo hidrológico | Descripción | Requerimiento de información | Componente de infraestructura natural | Salidas del modelo |
|---|---|---|---|---|
| **HBV** **(Bergström, 1992, 1995)** | Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning. Modelo conceptual agregado que considera un balance hídrico y un balance de energía. Consta de cuatro rutinas (módulo de fusión y acumulación de nieve, módulo de humedad del suelo y precipitación efectiva, módulo de evapotranspiración, y módulo de estimación de escorrentía). | Área, perfil del río, información de las características de almacenamiento del subsuelo, precipitación y temperatura a escala continua. | Características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Caudal a diferentes escalas de tiempo. |
| **LUTZ SCHOLZ** **(Scholz, 1980)** | Modelo conceptual agregado con fines de pronosticar caudales a escala mensual mediante un modelo que combina el balance hídrico para el año promedio, con un proceso markoviano para la generación de caudales. | Área, precipitación, coeficiente de escorrentía, ETP, precipitación efectiva, balance hídrico mensual, periodos del ciclo hidrológico, retención de la cuenca, caudal observado. | Características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo. | Series de tiempo de caudal medio mensual. |
| **InVEST** **(Sharp et al., 2018)** | InVEST es una caja de herramientas para explorar cómo los cambios en los ecosistemas pueden conducir a cambios en los servicios ecosistémicos que benefician a las personas. La caja de herramientas tiene tres módulos para los servicios ecosistémicos hídricos (producción estacional del agua, relación de entrega de sedimentos, y rendimiento hídrico anual). | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM), mapa de cobertura y uso del suelo (LULC), tabla biofísica, mapa de tipo de suelo, mapa mensual de precipitación, ETP, y eventos de lluvia por mes. Para el módulo de relación de entrega de sedimentos (SDR) se requiere un DEM, índice de erosividad de lluvia, erodabilidad del suelo, mapa LULC, tabla biofísica, y cuencas. | Uso y cobertura del suelo, y características de la capacidad de almacenamiento del subsuelo | Mapa de número de curva, caudal instantáneo, caudal base. Para el módulo SDR, mapas de producción de sedimentos y la relación de entrega de sedimentos como salidas principales. |

| Modelo hidrológico | Descripción | Requerimiento de información | Componente de infraestructura natural | Salidas del modelo |
|---|---|---|---|---|
| **FONAG 2.1 by ATUK**<br><br>**(Ochoa–Tocachi et al., 2019b, 2020a, 2020b)** | Modelo distribuido desarrollado para fondos de agua, basado en el concepto de hidrozonas de regulación hidrológica; balance hídrico distribuido y cumulativo para rendimiento hídrico; y transporte de contaminantes y sedimentos, basado en coeficientes de fuente y transporte. El balance hídrico implementado por el modelo considera la producción de agua por la infraestructura natural, así como los usos y retornos de caudal por actividades humanas. | Topografía distribuida en modelo digital de elevación (DEM); mapa de cobertura y uso del suelo (LULC); tabla de correspondencia en hidrozonas; tabla de abstracciones y retornos de caudal antrópicos; tabla de coeficientes de evapotranspiración, regulación hidrológica y transporte de compuestos de hidrozonas; mapas ráster climáticos (precipitación, temperatura, evapotranspiración); puntos de interés para las salidas. | Uso y cobertura del suelo, intervención en la superficie, y características de las intervenciones de infraestructura natural. Las intervenciones pueden catalogarse como hidrozonas independientes con sus propias características de rendimiento hídrico, capacidad de regulación hidrológica o transporte de compuestos. | Mapas ráster distribuidos a escala mensual continua y promedios mensuales interanuales de caudal y concentración de compuestos. Series de tiempo mensuales continuas de precipitación, caudal, concentración de compuestos, en los puntos de interés. Mapa de estrés hídrico distribuido. Resultados de calibración y de análisis de sensibilidad. |
| **MODELO DE REGIONALIZACIÓN iMHEA**<br><br>**(Ochoa–Tocachi et al., 2016b)** | Regionalización de cuencas pares de la Iniciativa Regional de Monitoreo Hidrológico de Ecosistemas Andinos (iMHEA). Es un modelo empírico agregado que relaciona las propiedades biofísicas de las cuencas y sus características climáticas para estimar valores de indicadores hidrológicos y sus rangos de incertidumbre. Utiliza regresiones lineales multivariables basadas en los datos de las cuencas iMHEA en los Andes tropicales. | Características agregadas de la cuenca de interés en las categorías de forma, drenaje, elevación, topografía y pendiente, suelos y geología, meteorología, intensidad de precipitación, cobertura de suelo, y uso de suelo. | Las intervenciones se deben traducir en los valores de las características biofísicas de las cuencas: forma, drenaje, topografía y pendiente, suelos y geología, cobertura de suelo, y uso de suelo. | Indicadores hidrológicos estimados en valor promedio y rango de incertidumbre al 95 % de confianza. Indicadores en las categorías de rendimiento hídrico, regulación hidrológica, balance hídrico, magnitud de caudales, frecuencia, duración, temporalidad, y tasa de cambio. |

| Modelo hidrológico | Descripción | Requerimiento de información | Componente de infraestructura natural | Salidas del modelo |
|---|---|---|---|---|
| **CUBHIC 2.0**<br><br>**(Foster et al., 2020; Ochoa-Tocachi et al., 2022)** | La metodología CUBHIC 2.0 (cuantificación de beneficios hidrológicos de intervenciones en cuencas) es un conjunto de modelos hidrológicos que apuntan a realizar una evaluación rápida de los beneficios de cantidad y calidad del agua de intervenciones sobre la infraestructura natural. | Datos específicos del lugar, como las características del suelo y la vegetación; datos climáticos de precipitación y temperaturas (máximos, mínimos y promedios) PISCO o medidos en campo; números de curva en función de las características observables del sitio. | La metodología CUBHIC 2.0 se han desarrollado para seis (6) tipos de intervenciones sobre la infraestructura natural:<br><br>1. Conservación y restauración de pastizales altoandinos;<br>2. Zanjas de infiltración;<br>3. Forestación y Protección de bosques y restauración forestal;<br>4. Restauración y protección de humedales; y<br>5. Qochas (microreservorio spermeables)<br>6. Construcción y recuperación de amunas (canales ancestrales de infiltración). | Cada metodología incluye una hoja de cálculo descargable de beneficios (Microsoft Excel), así como la información necesaria para aplicarla. Los resultados se generan en la misma hoja de Excel. |

La **Tabla 9** muestra las características de los modelos hidrológicos considerados.

***Tabla 9.*** *Resumen de las características de los modelos hidrológicos considerados. Fuente: Elaboración propia.*

| Modelo hidrológico | Salidas del modelo | | | Escala espacial | | | Escala temporal | | Acceso | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Cantidad de agua | Calidad de agua | Mapa temático | Agregado | Semi distribuido | Distribuido | Continuo | Evento | Libre | Comercial |
| SWAT | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | |
| KINEROS | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ | | | ✓ | ✓ | |
| TOPMODEL | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | |
| HEC–HMS | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | |
| MODFLOW | ✓ | ✓ | ✓ | | | ✓ | ✓ | | ✓ | ✓ |
| WEAP | ✓ | | | ✓ | | | ✓ | | ✓ | ✓ |
| RS MINERVE | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | |
| HBV | ✓ | | | ✓ | | | ✓ | | ✓ | |
| LUTZ SCHOLZ | ✓ | | | ✓ | | | ✓ | | ✓ | |
| InVEST | ✓ | ✓ | ✓ | | | ✓ | ✓ | | ✓ | |
| FONAG 2.1 | ✓ | ✓ | ✓ | | | ✓ | ✓ | | ✓ | |
| iMHEA | ✓ | | | ✓ | | | | ✓ | ✓ | |
| CUBHIC 2.0 | ✓ | ✓ | | ✓ | | | ✓ | | ✓ | |

La ***Tabla 10*** combina una visión de las herramientas de modelación hidrológica en funciones que abordan el uso previsto de los resultados, el formato de salidas y la infraestructura natural modelada.

***Tabla 10.*** *Identificación de modelos hidrológicos según capacidad de modelar intervenciones en infraestructura natural. Fuente: Elaboración propia.*

| Modelo hidrológico | Comparar escenarios | Modelación de intervenciones en infraestructura natural | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Uso y cobertura del suelo | Características de almacenamiento de agua en el suelo | Intervenciones estructurales en la superficie | Características y flujos subterráneos |
| **SWAT** | Sí | Sí | Sí | Sí | No |
| **KINEROS** | Sí | Sí | Sí | Sí | No |
| **TOPMODEL** | Sí | * | Sí | No | No |
| **HEC–HMS** | Sí | Sí | Sí | Sí | No |
| **MODFLOW** | Sí | Sí | Sí | Sí | Sí |
| **WEAP** | Sí | * | Sí | Sí | No |
| **RS MINERVE** | Sí | * | Sí | Sí | No |
| **HBV** | Sí | No | Sí | No | No |
| **LUTZ SCHOLZ** | Sí | No | Sí | No | No |
| **InVEST** | Sí | Sí | Sí | Sí | No |
| **FONAG 2.1** | Sí | Sí | Sí | Sí | No |
| **iMHEA** | Sí | Sí | * | No | * |
| **CUBHIC 2.0** | Sí | Sí | Sí | * | Sí |

*No por defecto. Requiere preprocesamiento o una estrategia de modelación adaptada.

## Seleccionar el modelo más apropiado

Finalmente, con las respuestas a las preguntas de cada uno de los cinco pasos anteriores, se llena la **Tabla 1**, mostrada al inicio de este volumen, que resume la información necesaria para seleccionar el modelo hidrológico (o caja de herramientas de modelación) más apropiado.

## Ejemplo de aplicación

La cuenca Tambo–Ilo–Moquegua, en el sur del Perú (Moquegua, Arequipa y Puno), es una de las cuencas priorizadas en el proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica (**Figura 10**). Comprende dos unidades hidrográficas de la vertiente del Pacífico: la cuenca Tambo y la cuenca Ilo–Moquegua, que cubren un área total de 16,492 km$^2$, con 126,715 habitantes. La cuenca Tambo–Ilo–Moquegua presenta una marcada gradiente altitudinal desde la zona altoandina (5,665 m.s.n.m.) hasta su desembocadura en el océano Pacífico (29 m.s.n.m.). En ese sentido, comprende diversos ecosistemas, entre los cuales predominan el pajonal de puna seca (34 %), el matorral andino (26 %), el desierto costero (22 %) y la zona periglaciar (15 %) (MINAM, 2019b).

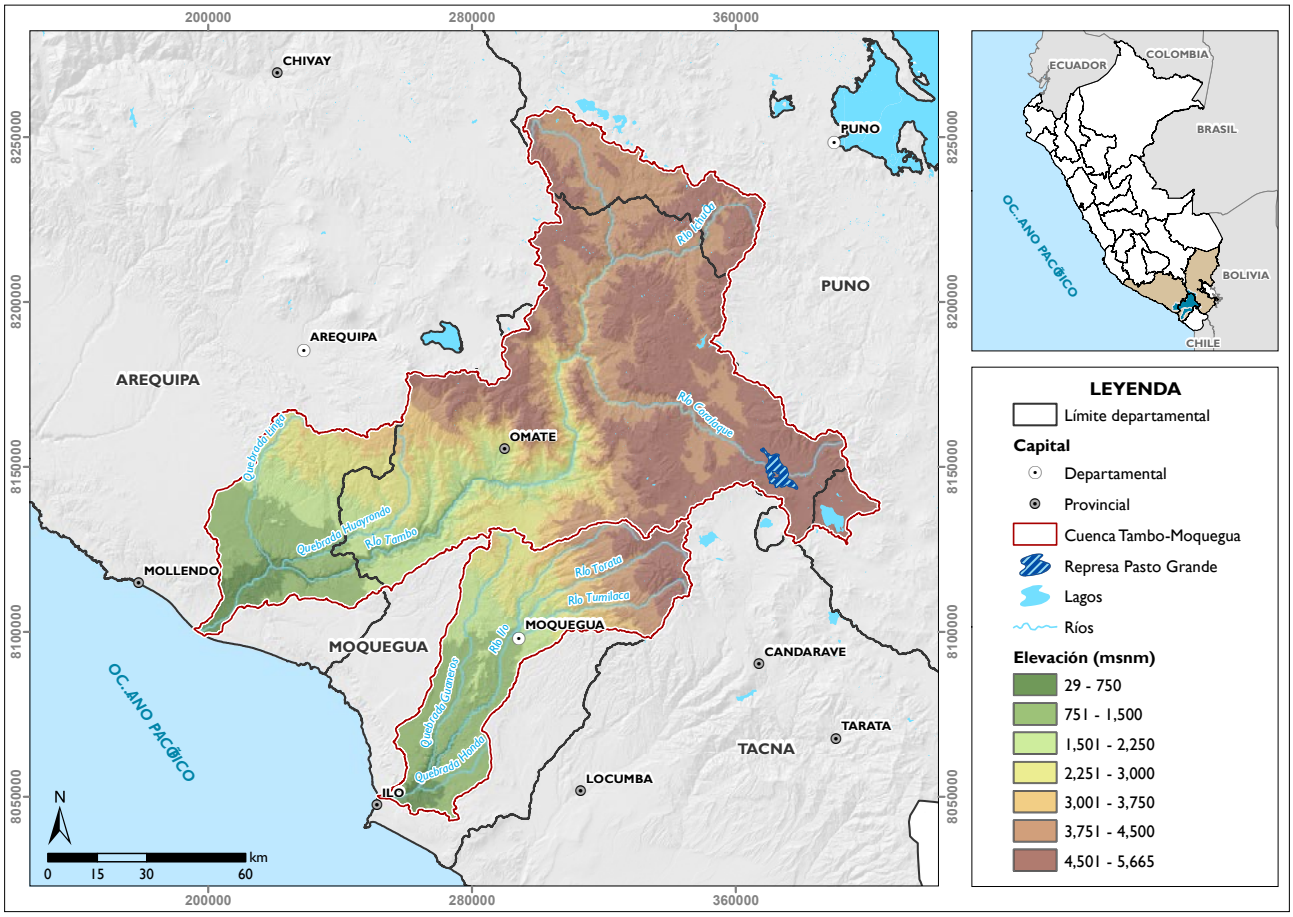



***Figura 10.*** *Caracterización de la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Fuente: Elaboración propia.*

Existe una diferencia marcada de disponibilidad hídrica entre ambas cuencas. Los problemas de abastecimiento hídrico en la cuenca Ilo–Moquegua condujeron a la construcción de la presa Pasto Grande (cuenca Tambo), cuyo trasvase es utilizado para fines agrícolas y poblacionales (ciudades de Moquegua e Ilo). No obstante, se advierte una problemática hídrica en Pasto Grande con relación a la calidad y cantidad de agua. En la actualidad, la presa se encuentra al 68 % de su capacidad, la época de estiaje se ha acentuado y los bofedales se han degradado debido a la ganadería intensiva de alpacas, que disminuye su capacidad de regulación hídrica. También hay presencia de metales pesados y de algas, que impactan gravemente en la calidad del agua (SUNASS, 2019).

Por otro lado, las principales fuentes de abastecimiento hídrico en la cuenca Ilo–Moquegua se encuentran en la parte alta. Las captaciones subterráneas y superficiales en la subcuenca del río Tumilaca abastecen al 44 % de la población de Moquegua (SUNASS, 2019). Sin embargo, se han observado impactos sobre la seguridad hídrica. En la parte alta de la cuenca se presentan proyectos mineros (Southern y Quellaveco) cuya operación implica una serie de consecuencias sobre los ecosistemas vitales, como bofedales, además de influencia en el régimen de los

ríos y pasivos ambientales. A ello se suma la pérdida de cobertura vegetal por la expansión agrícola y urbana (SUNASS, 2019).

En ese contexto, la cuenca Tambo–Moquegua se presenta como un caso complejo para la gestión integrada de recursos hídricos, en el que confluyen múltiples intereses y actores (población, sector minero, agrario, etc.). No obstante, también es un escenario propicio para la articulación y alineación de esfuerzos hacia la recuperación y conservación de la infraestructura natural, con vistas a sentar las bases para un desarrollo sostenible e hídricamente seguro. (**Tabla 11**)

***Tabla 11.*** *Ejemplo de aplicación de la guía de preguntas y respuestas de los pasos 1 al 5 para la selección de modelos hidrológicos para infraestructura natural. Fuente: Elaboración propia.*

| PASOS | | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|---|
| **PASO 1.** Determinar las preguntas de gestión y definir su alcance. | **P1. ¿Cuál es la pregunta de gestión que queremos atender usando el modelo hidrológico?** | ¿Cómo mejoramos el abastecimiento de agua para la ciudad de Moquegua, principalmente en las subcuencas Tumilaca, Alto Ilo–Moquegua, así como en el reservorio de Pasto Grande? |
| | **P2. ¿Cómo podemos definir el alcance de esta pregunta de manera que obtengamos salidas relevantes del modelo?** | ¿Las intervenciones sobre la infraestructura natural pueden atenuar los caudales altos en temporadas de lluvia para:<br>i) aumentar los caudales disponibles en temporada de estiaje; y<br>ii) reducir la carga de sedimentos? |
| | **P3. ¿Qué formatos (p. ej., series de tiempo de caudal, mapas de variables biofísicas) se requieren de las salidas del modelo?** | Proyecciones de escenarios con y sin intervención:<br>series de tiempo de caudal y carga de sedimentos a resoluciones temporales altas (como mínimo, diarias);<br>mapas desagregados espacialmente de fuentes de erosión y sedimentos. |
| | **P4. ¿Qué niveles de exactitud y precisión son necesarios para tomar una decisión sobre esta pregunta?** | Esperamos obtener resultados de los impactos de las intervenciones en, como mínimo, 5 % de la línea base.<br><br>El valor medio de caudal en la estación Santa Rosa es 30 $m^3/s$; entonces, la precisión definida aquí como aceptable (5 %) sería de 1.5 $m^3/s$. |

| PASOS | | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|---|
| **PASO 2.** Identificar los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios. | **P5. ¿Qué servicios ecosistémicos son importantes para nuestra toma de decisiones y a qué escala geográfica?** | i) Regulación hídrica (atenuación de crecidas y caudal en temporada seca).<br><br>ii) Control de erosión anual.<br><br>Escala: subcuencas Tumilaca y Alto Ilo–Moquegua; y reservorio de Pasto Grande. |
| | **P6. ¿Qué procesos y funciones hidrológicas controlan los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios?** | El almacenamiento de agua en los suelos de los pajonales y bofedales es uno de los mayores controladores del servicio de regulación hídrica.<br>El suelo desnudo es más vulnerable a la erosión que genera sedimentos en los caudales. |
| | **P7. ¿Qué indicadores hidrológicos pueden ser utilizados para obtener respuestas representativas de estos servicios?** | i) Volumen acumulado de agua durante la temporada de estiaje.<br><br>ii) Carga acumulada de sedimentos a escala anual. |

| PASOS | | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|---|
| **PASO 3.** Conceptualizar las intervenciones sobre la infraestructura natural que se desean modelar. | **P8. ¿Qué infraestructura natural es importante para nuestro propósito?** | La infraestructura natural prioritaria son los pajonales y los bofedales. |
| | **P9. ¿Cuáles son las intervenciones sobre la infraestructura natural en el terreno que se desean modelar?** | Las intervenciones consideradas son:<br><br>i) Conservación y protección de pajonales y bofedales; y<br><br>ii) Recuperación de zonas de suelo desnudo con cobertura vegetal. |
| | **P10. ¿Cuál es la conceptualización del funcionamiento de las intervenciones que buscan modelarse?** | Conservación: mantener la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, así como la capacidad de infiltración de agua en el suelo.<br><br>Recuperación de la cobertura vegetal: reducir la erosión y el efecto de la intensidad de la lluvia sobre el suelo. |
| | **P11. ¿Cómo se puede representar el funcionamiento de las intervenciones sobre la infraestructura natural en los modelos hidrológicos?** | Cambios en el mapa de cobertura y uso de suelo, o tipos de ecosistemas.<br>Cambios en las características de los suelos (almacenamiento de agua, conductividad hidráulica, profundidad del suelo, infiltración).<br>Capacidad de considerar distintos tipos de erosión. |

| PASOS | | PREGUNTAS GUÍA |
|---|---|---|
| **PASO 4.** Reconocer el contexto de toma de decisiones, los recursos, datos y capacidades disponibles. | **P12. ¿Cuál es el uso previsto de los resultados del modelo hidrológico?** | Ejercicio exploratorio para decidir si y dónde es necesario asignar un presupuesto para proyectos de inversión en intervenciones sobre la infraestructura natural, a nivel de prefactibilidad. |
| | **P13. ¿Cuál es el tiempo disponible para realizar la modelación con el fin de informar la decisión en cuestión?** | Es necesario realizar una modelación en un máximo de dos semanas. |
| | **P14. ¿Qué datos están disponibles para atender la pregunta de gestión en cuestión?** | Datos disponibles: DEM ALOS–PALSAR, a resolución de 12.5 m; mapa de ecosistemas de MINAM (2019b); mapa de cobertura y uso de suelo comisionado, a resolución de 30 m; mapas de suelo globales (FAO); datos climáticos PISCO (precipitación y temperatura) diarios; datos climáticos de SENAMHI *in situ* diarios; datos de caudal para calibración (ANA) diarios. |
| | **P15. ¿Se cuenta con la calidad de datos necesaria para los modelos hidrológicos preferidos?** | La calidad de datos disponibles es adecuada para utilizarse en un modelo como SWAT, KINEROS o InVEST. |
| | **P16. ¿Existe capacidad técnica interna y experiencia previa para operar modelos hidrológicos potencialmente relevantes?** | Sí existe la capacidad técnica dentro del proyecto INSH y experiencia previa en los modelos identificados. |
| | **P17. De ser necesario, ¿existen los recursos para financiar capacidad técnica externa con el objeto de operar un modelo seleccionado?** | No es necesario. |

| PASOS | PREGUNTAS GUÍA | |
|---|---|---|
| **PASO 5.** Evaluar los modelos hidrológicos en este contexto y seleccionar el más apropiado. | **P18. ¿Cuál es el modelo hidrológico que responde en forma positiva a la mayor cantidad de criterios y cómo?** | Se ha seleccionado el modelo hidrológico SWAT. Este modelo es capaz de simular caudales diarios y cargas de sedimentos en el mismo ejercicio. Es un modelo semidistribuido que permitirá obtener salidas en forma de mapas para analizar fuentes de sedimentos y espacializar las intervenciones. Es capaz de asimilar datos de cobertura vegetal y características de los suelos. Asimismo, no requiere mayor calibración para llegar a resultados al nivel requerido. Las intervenciones consideradas, relacionadas con coberturas del suelo, sí pueden ser modeladas con SWAT. Debido a la experiencia previa en el uso del modelo, se pueden obtener resultados dentro de las restricciones de tiempo dadas. |
| | **P19. ¿Qué limitaciones y desventajas existen para el modelo hidrológico seleccionado?** | SWAT utiliza el método MUSLE para modelar la erosión. No es posible simular otros tipos de erosión, en particular, movimientos en masa y cárcavas.<br><br>La hidrología de los bofedales no es adecuadamente representada por el método del número de curva. |
| | **P20. ¿Qué otros modelos son alternativas factibles para el ejercicio de modelación?** | KINEROS es una alternativa factible, con la desventaja de que las modelaciones se harían a escala de evento de precipitación y no continuo.<br><br>InVEST podría ser utilizado para generar valores promedio anuales y estacionales, pero no series de tiempo continuas. |


Foto: Michell Leon

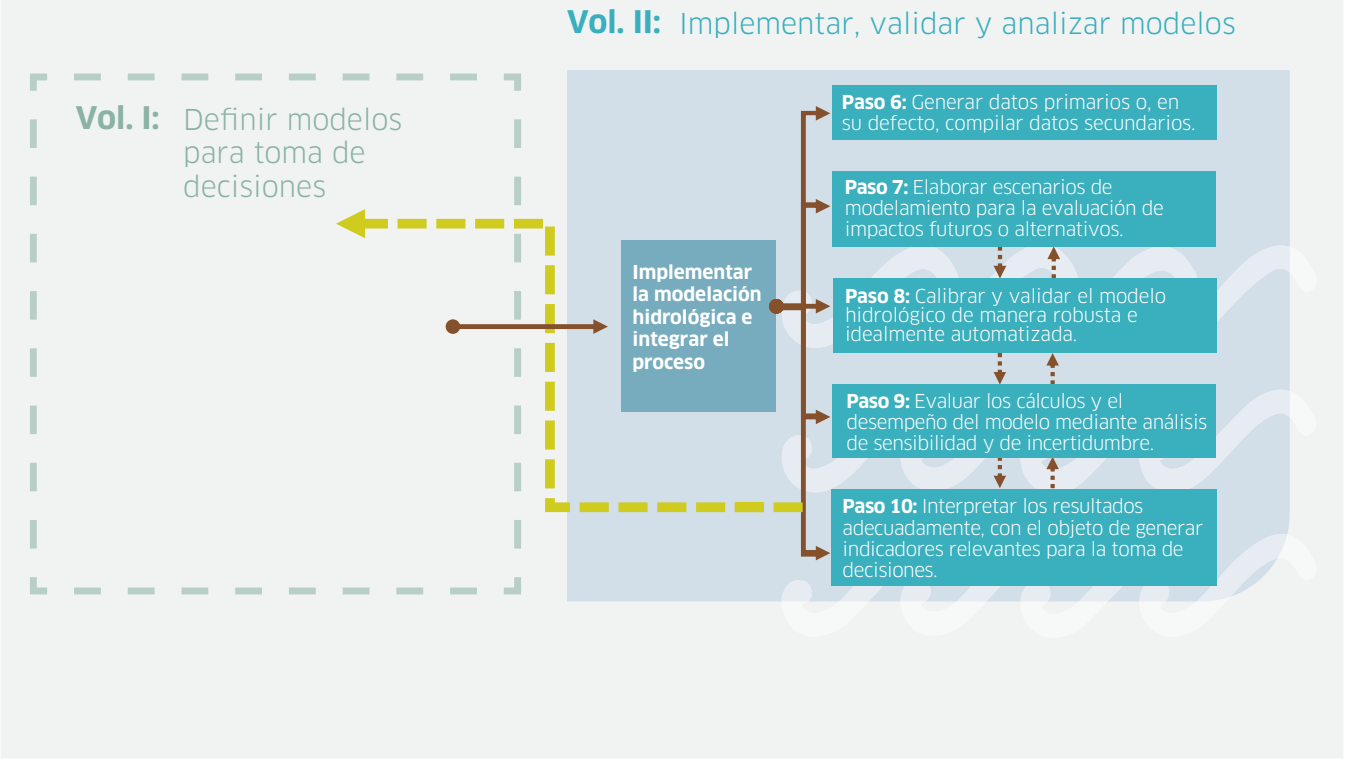


# VOLUMEN II



Foto: Michell Leon

# IMPLEMENTAR, VALIDAR Y ANALIZAR MODELOS HIDROLÓGICOS




Esta sección se dirige a especialistas en modelación hidrológica que requieran generar resultados de modelos hidrológicos para contribuir a informar decisiones en torno a intervenciones sobre la infraestructura natural; a especialistas en la formulación y evaluación de proyectos; así como a tomadoras y tomadores de decisión que no sean especialistas en hidrología o en modelación hidrológica, para participar del proceso de modelación con el fin de maximizar su relevancia para la toma de decisiones. A continuación, en lugar de enfocarnos en conceptos fundamentales de procesos hidrológicos, daremos orientaciones en torno a la importancia de los datos ingresados al modelo; de definir y desarrollar escenarios de simulación; de calibrar y validar modelos para realizar estimaciones más realistas; de realizar análisis de la sensibilidad e incertidumbre asociadas a estas estimaciones; y de interpretar resultados de manera que aporten a la toma de decisiones informadas. Muchos ***software*** de modelamiento incluyen herramientas de calibración y cálculo de incertidumbre; sin embargo, entender estos procedimientos y las implicancias para la simulación de escenarios es útil para mejorar la confiabilidad en las predicciones.



Foto: Ana Castañeda


Foto: Jorwi Deiby Barboza Castro

## PASO 6. DATOS E INFORMACIÓN

Este paso busca clarificar el papel de las observaciones y las mediciones en la práctica de la modelación. La modelación no es un reemplazo para la generación de datos primarios mediante el monitoreo in situ; es, más bien, una herramienta para extraer conocimiento de observaciones tipo ***"proxy"*** y hacer estimaciones en el caso de que una observación directa no sea posible (p. ej., predicciones o evaluaciones ex ante). Sin embargo, los productos de una modelación siempre serán, en principio, inferiores a las observaciones directas, mientras que la calidad de la modelación tendrá una relación directa con la cantidad y calidad de los datos de entrada al modelo. Los datos de entrada al modelo pueden provenir de fuentes primarias o secundarias. Los ***datos primarios*** son aquellos que obtenemos directamente de la realidad, recogiéndolos o produciéndolos con instrumentos propios. Los ***datos secundarios***, por otra parte, son informaciones que ya han sido producidas por otras personas o instituciones y pueden ser reutilizadas en varias aplicaciones.

***"Los productos de una modelación siempre serán, en principio, inferiores a las observaciones directas, mientras que la calidad de la modelación tendrá una relación directa con la cantidad y calidad de los datos de entrada al modelo".***

## Relevancia, credibilidad y legitimidad

La información tiene un valor intrínseco. Esto se puede explicar a partir de los conceptos de relevancia, credibilidad y legitimidad (Cash et al., 2003). Los datos son simples hechos y números. Podemos recolectar datos sobre una cuenca y sobre el agua que fluye a través de ella, sin extraer significado de dichos datos. Los datos se convierten en información cuando son analizados, interpretados y puestos en contexto (Brauman et al., 2021a). Sin embargo, no toda la información es igualmente significativa o útil.

Brauman et al. (2021a) analizan la utilidad de la información en función del contexto de toma de decisiones. Una manera de analizar si la información es útil es considerar si es relevante, creíble y legítima (Cash et al., 2003). La ***relevancia*** se ocupa del tipo de información proporcionada. La información es relevante cuando es importante para la pregunta de interés. Cuando se evalúa el beneficio de conservar, restaurar o proteger la infraestructura natural, la relevancia describe qué tan bien el contexto de toma de decisiones es considerado por la selección y configuración del modelo hidrológico. La ***credibilidad*** se ocupa de que la información sea transparente y robusta. La información es creíble cuando es percibida como correcta y confiable. La credibilidad depende de varios factores, que van desde qué tan bien las tomadoras y tomadores de decisión entienden los principios y herramientas utilizadas en la modelación hidrológica, hasta el nivel de precisión y exactitud de los resultados. La ***legitimidad*** se ocupa de cómo la información ha sido producida y comunicada. La información es legítima cuando es el resultado de relaciones, confianza y procesos generados de interacciones productivas y honestas con las tomadoras y tomadores de decisión.

**Relevancia** es la importancia de la información para una decisión.

- ¿La información proporcionada atiende a los problemas de interés para la toma de decisiones?
- ¿Se modelaron las variables hidrológicas correctas?
- ¿Los hallazgos informan a los objetivos?

**Credibilidad** es la percepción de que la información cumple estándares de robustez científica y técnica.

- ¿Cuál es la calidad de la información producida?
- ¿Tiene autoridad, es creíble y confiable?
- ¿Las tomadoras y tomadores de decisión entienden cómo la información fue generada y confían en que es exacta y precisa?

**Legitimidad** es la percepción de que la información fue generada de manera "justa" y sin sesgos, considerando valores, preocupaciones y perspectivas apropiadas de diversas personas e instituciones.

- ¿El proceso de generación y comunicación de información cumple estándares de equidad política y procedimental?
- ¿El personal técnico goza de la confianza de las tomadoras y tomadores de decisión?
- ¿Se confía en que la evaluación y la comunicación de la información es transparente?

Fuente: Brauman et al. (2021a); definiciones adaptadas de Cash et al. (2003)

En el contexto de la infraestructura natural, la relevancia requiere que un modelo hidrológico incorpore los objetivos e intervenciones relevantes para el contexto de toma de decisiones en cuestión (Brauman et al., 2021a). Un modelo preciso y exacto, y por tanto creíble, que predice cómo los cambios en la lluvia afectan a los caudales aguas abajo pero que no incorpora los efectos de cambios en la infraestructura natural, no es relevante. Un modelo relevante que informa el contexto de toma de decisiones puede ser considerado creíble, aun si es menos preciso o exacto, si las tomadoras y tomadores de decisión entienden las simplificaciones del proceso de modelación. El hecho de que las salidas de un modelo hidrológico sean consideradas relevantes y legítimas refleja si las tomadoras y tomadores de decisión fueron consultados durante el proceso de desarrollo de la modelación y, por tanto, si confían en la organización que produce la información (Hamel et al., 2020; Bremer et al., 2020).

## Importancia de las observaciones y mediciones

Todo modelamiento hidrológico depende, en mayor o menor medida, de observaciones en campo. Estas observaciones, conocidas como datos primarios, permiten una mejor comprensión de la realidad y producir un modelo con mejores resultados. La utilidad de las observaciones en el proceso de modelamiento puede apreciarse durante: a) la percepción de la realidad; b) la elección de la estructura del modelo; c) su configuración; y d) su calibración. Se debe comprender que los modelos son, al final de cuentas, simplificaciones de la realidad. La información disponible será determinante para definir el grado de comprensión de un área modelada. En muchos casos, existirá información cualitativa que debe ser transformada a información cuantitativa; por ejemplo, un suelo de tipo arenoso tendrá una conductividad hidráulica saturada entre $10^{-5}$ y $10^{-3}$ $m^3/s$ (Boeker & van Grondelle, 1995). En otras ocasiones, la información tendrá algunas limitaciones; por ejemplo, los vertederos triangulares "tipo V" tienen alta precisión para flujos bajos, pero su incertidumbre aumenta para flujos altos (Herschy, 2009). Otra situación común es la carencia de información de caudal para calibrar o evaluar un modelo hidrológico. Esta situación en particular es problemática porque no se pueden evaluar las suposiciones realizadas sobre el sistema modelado. De hecho, hacer predicciones en cuencas que no tienen observaciones de caudal es un desafío para las ciencias hidrológicas y se conoce como ***"predicciones en cuencas no monitoreadas"*** (Blöschl et al., 2013; Ochoa–Tocachi et al., 2016b). Estos pequeños ejemplos ilustran la diferencia en disponibilidad de datos y qué tan precisos pueden ser.

La información disponible permite construir la percepción de un modelador sobre el sistema hidrológico. Esta percepción es útil para escoger los procesos hidrológicos y las ecuaciones por las cuales representarlos; por ejemplo, el tipo de cobertura vegetal en un área puede dar una idea acerca de qué tan importante es incluir la intercepción en un modelo hidrológico. La importancia de la intercepción en una cuenca dominada por pajonales puede ser despreciable, mientras que para un bosque la intercepción puede ser un proceso con mucha influencia en el ciclo hidrológico. Por otro lado, la presencia de bofedales podría indicar la necesidad de incluir un componente de ***"reservorio"*** en el modelo hidrológico que imite su capacidad de amortiguación de la escorrentía superficial. La información bioclimática —como la intensidad de las precipitaciones y el bioma al que pertenece una cuenca— y la información topográfica pueden dar una idea del orden de magnitud de caudales o de la manera en que se genera la escorrentía (Ochoa–Tocachi et al., 2018a), lo cual permite hacerse una idea inicial de cómo representar matemáticamente los procesos hidrológicos.

Por otra parte, la capacidad predictiva de una modelación depende del equilibrio entre la complejidad de un modelo hidrológico y la cantidad de información disponible. Los diferentes modelos existentes pueden ser tan simples como ecuaciones de conversión de precipitación a escorrentía por medio de un factor adimensional, como el coeficiente de escorrentía, o tan complejos como un sistema de ecuaciones diferenciales de orden superior. Las diferentes complejidades tienen consecuencias en cuanto al costo computacional, los parámetros del modelo y la capacidad de predicción. Como ya se mencionó antes (**Figura 6**), una mayor complejidad en un modelo hidrológico no necesariamente se traduce en mejores resultados para preguntas particulares de toma de decisiones. Implementar modelos complejos con poca cantidad de información o con datos de mala calidad se traduce en resultados pobres por problemas de sobreparametrización del modelo y la necesidad de realizar muchas suposiciones sobre la variabilidad espacial de algunos parámetros (cf. Muñoz et al., en revisión).



***"Implementar modelos complejos con poca cantidad de información se traduce en resultados pobres por problemas de sobreparametrización del modelo y la necesidad de realizar muchas suposiciones sobre la variabilidad espacial de algunos parámetros".***

Para definir la calidad de las observaciones y mediciones se utilizan los conceptos de ***exactitud (accuracy)*** y ***precisión (precision)***. En ocasiones son términos que se usan en forma indistinta, pero en realidad describen diferentes elementos de la calidad de la información. La exactitud se refiere al desfase de los datos, mientras que la precisión alude a su dispersión **(Figura 11).** Por ejemplo, para un dato real existente representado por el círculo rojo en la **Figura 11,** se generan varias mediciones con diferentes grados de exactitud y precisión representadas por los puntos grises. Si el promedio de las mediciones se encuentra dentro del círculo rojo, podemos decir que las mediciones tienen un alto nivel de exactitud **(Figuras 11a, 11d).** Si el promedio de las mediciones se encuentra fuera del círculo rojo, la exactitud de las mediciones es baja **(Figuras 11b, 11c).** Por otro lado, si la variabilidad de las observaciones es alta, es decir, existe una alta dispersión en los datos, podemos afirmar que las mediciones tienen una baja precisión **(Figuras 11a, 11c).** A su vez, si la dispersión es poca, es decir, los datos se encuentran concentrados en un área, podemos sostener que las mediciones son de una precisión alta **(Figuras 11b, 11d).**

No necesariamente la exactitud y la precisión vienen de la mano. El caso ideal es aquel donde tanto la exactitud como la precisión son altas, es decir, el promedio de las mediciones es cercano al valor real y la dispersión de los datos es poca; pero esto no se conoce a priori. Desde un punto de vista estadístico, el peor caso es aquel donde ambas características fallan **(Figura 11c).** Sin embargo, el caso más desfavorable en la medición de datos en campo es aquel en el que la exactitud es pobre, es decir, las mediciones se encuentran lejos del valor real pero la precisión es alta **(Figura 11b).** Este caso es peligroso porque la alta precisión genera una falsa sensación de certeza, cuando, en realidad, aun si las mediciones repetitivas no son dispersas, los valores medidos pueden estar muy lejos del valor real y llevar a conclusiones erradas. Por otro lado, incluso si la precisión de los datos es baja, es decir, existe una alta dispersión, lo ideal es asegurar que la exactitud sea alta para que al menos el promedio de dichos datos dispersos sea una buena aproximación del valor real.

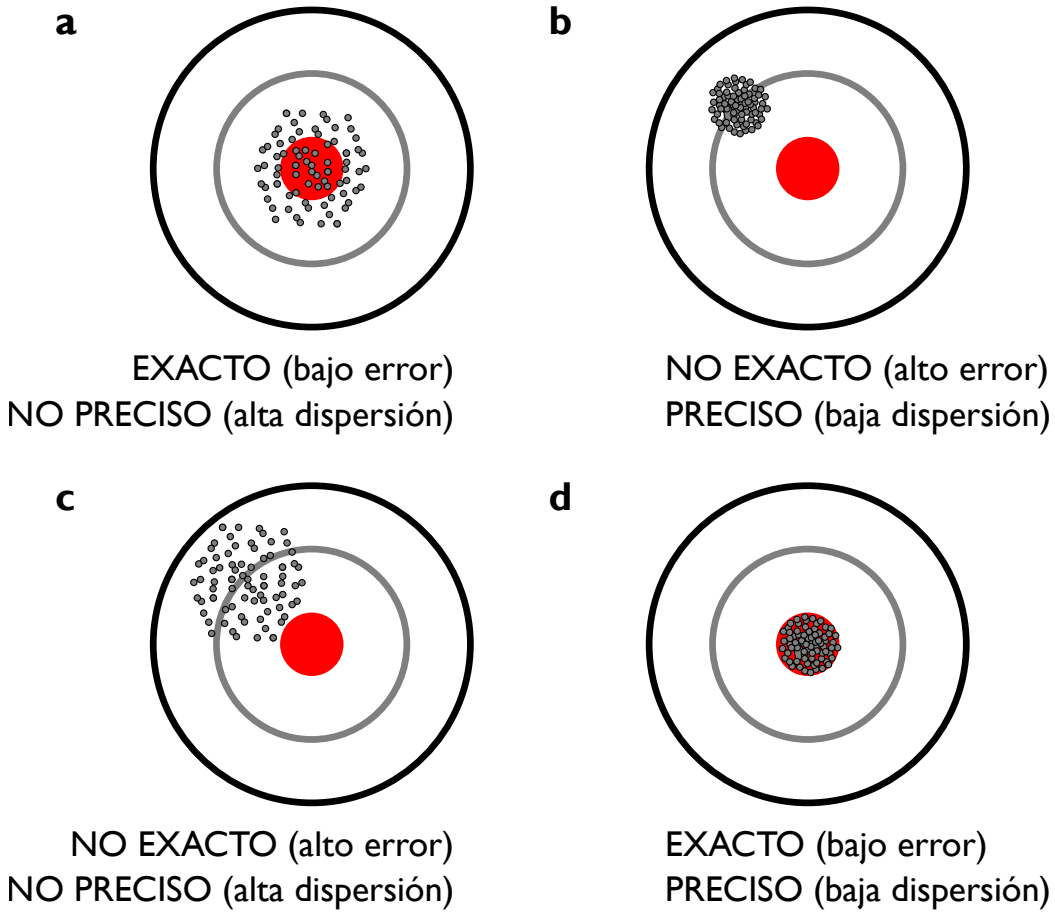



***Figura 11.*** *Comparación entre los conceptos de exactitud y precisión de los datos. Fuente: Davies (2020).*



***"El caso más desfavorable en la medición de datos en campo es aquel en el que la exactitud es pobre pero la precisión es alta, porque genera una falsa sensación de certeza".***

La naturaleza de los datos necesarios para los modelos depende de los objetivos de la modelación. A escala espacial y temporal, se pueden considerar diferentes criterios en la generación de datos para atender dichos objetivos:

- **Escala espacial**
  - El área de monitoreo debe ser representativa de los procesos y condiciones del medio que lo rodea.
  - **A escala de cuenca:** precipitación, caudal, propiedades biofísicas.
  - **A escala de parcela:** estación climática, procesos hidrológicos, procesos de vegetación, propiedades específicas.

- **Escala temporal**
  - **Inmediata:** rapidez de respuesta de la cuenca, regulación hidrológica.
  - **Horaria:** intensidades de precipitación.
  - **Diaria:** monitoreo a mediano y largo plazo, rendimiento hídrico.
  - **Mensual:** estacionalidad, modelación a largo plazo, gestión de recursos hídricos.
  - **Anual:** variabilidad climática, ciclos interanuales (p. ej., El Niño), cambio climático.

Las observaciones —sobre todo, las de precipitación y caudal— permiten calibrar un modelo hidrológico. Luego de haber entendido la realidad, haber realizado suposiciones y configurado el modelo, se requiere estimar los mejores parámetros que puedan aproximarse a mediciones observadas. Esta estimación se realiza a través de algunos algoritmos de optimización. Si no existiesen estas observaciones, el proceso de estimación de parámetros no se podría realizar cuantitativamente, lo que disminuiría la confiabilidad de los resultados del modelo. Asimismo, los errores de medición de caudal o precipitación pueden propagarse a la calibración. Por ejemplo, en un modelo hidrológico cuyo objetivo es simular eventos de inundación, pero que es calibrado con datos de una estación hidrométrica diseñada para aforar caudales bajos y no para caudales pico, esta incertidumbre en la medición de caudales altos se propagará a la incertidumbre del modelo.

Tanto la percepción de la realidad como la elección de la complejidad del modelo se traducen en la **estructura del modelo.** Esta estructura no es más que el conjunto de suposiciones y elecciones que se realizan explícita o implícitamente en un modelo. Estas suposiciones y elecciones pueden incluir la descripción de procesos hidrológicos, el acoplamiento de estos procesos, la discretización numérica, la representación de variabilidad espacial, etc. (Butts et al., 2004). Sin embargo, la utilidad de las observaciones no se reduce solo a la decisión de la estructura de modelo. Se utilizan diversas fuentes para aproximar la información disponible en un área de estudio a una configuración específica del modelo. Por ejemplo, delimitar una cuenca hidrográfica requiere contar con información topográfica, la cual ha sido derivada de sensores remotos y está disponible a través de productos satelitales como ASTER o ALOS–PALSAR. Por otro lado, para estimar la capacidad de infiltración de agua en los suelos, se pueden realizar pruebas hidrofísicas en campo con el fin de obtener valores más acertados. Esta mayor precisión sobre información de parámetros de un modelo se traduce en una mayor certeza en los resultados. Otra alternativa incluye combinar capas de información geográfica de cobertura vegetal y uso de suelos obtenidas de otras fuentes. Este tipo de información obtenida en forma indirecta se conoce como *datos secundarios*, los cuales son una alternativa valiosa ante la escasez de datos primarios.

## Disponibilidad de datos secundarios

En aquellos casos en los que no es posible generar datos primarios, es importante considerar la compilación de *datos secundarios disponibles*. Varios modelos, de todas maneras, necesitan un conjunto de datos secundarios para poder ser operados, incluyendo información distribuida de topografía en forma de un ***modelo digital de elevación*** (MDE; o DEM, por sus siglas en inglés); mapas de uso y cobertura de suelo usualmente disponibles a escala regional; mapas de tipos de suelos y sus características de transporte y retención de agua; información sobre abstracciones y retornos de caudal, generalmente de bases de datos de autorizaciones para consumo humano; etc. Los DEM, por ejemplo, son construidos mediante interferometría radar; estereoscopía, a partir de pares de imágenes aéreas o tomas por satélite; digitalización de las curvas de nivel de un mapa; entrada directa de las coordenadas (x, y, z) de los puntos del terreno, medidas por GPS, triangulación (por topografía) o por medio de un telémetro láser; sistema láser aerotransportado (LIDAR); etc. En la mayoría de los casos, los DEM son generados por instituciones como el United States Geological Survey (USGS) y otras autoridades geográficas nacionales e internacionales, y son compilados por el equipo de modelación para ser asimilados por los modelos como datos secundarios.



***"Varios modelos necesitan un conjunto de datos secundarios para poder ser operados".***

Hay ocasiones en que no es posible obtener la información que se requiere, debido a problemas en la disponibilidad de datos. Por ejemplo, si bien un DEM busca representar la distribución espacial de la cota del terreno de manera cruda con relación a un sistema de referencia concreto, removiendo todos los elementos naturales y construidos, existen variantes que pueden ser fundamentalmente diversas. Un modelo digital de superficie (MDS; DSM, por sus siglas en inglés) se refiere a una estimación fiel sobre la superficie de la tierra, incluyendo todos los objetos que esta contiene, incorporando elementos naturales y artificiales o construidos. Un modelo digital de terreno (MDT; o DTM, por sus siglas en inglés) típicamente aumenta un DEM, incluyendo elementos vectoriales del terreno natural, como ríos o estribaciones, pero sin ningún objeto a la manera de vegetación o edificios (Li et al., 2005). Un DTM se puede interpolar para generar un DEM, pero no viceversa. Cada tipo de modelo digital puede ser usado para aplicaciones diferentes, pero en ocasiones son usados de manera indistinta, dependiendo de su disponibilidad y acceso. A su vez, estos datos secundarios pueden estar disponibles a diferentes escalas, resoluciones y calidad. Por ejemplo, es común disponer de ráster DEM con una resolución de 90 m, a disposición de manera abierta en todo el mundo (USGS EarthExplorer), mientras que ráster DEM de resoluciones más finas deben ser producidos con levantamientos topográficos o sistemas LIDAR, o pueden ser adquiridos de terceros a un costo asociado **(Tabla 12)**.

***Tabla 12.*** *Diferentes resoluciones de modelos digitales de elevación (DEM) y sus aplicaciones. Fuente: Virtual Terrain Project (2021)*

| APLICACIÓN | ARC | METROS (APROXIMADO) |
|---|---|---|
| **Mapamundi global** | 1 grado | 110 kilómetros (km) |
| **Tamaño de un cuadrante de mapa tradicional** | 7.5 arcos de minuto (arcmin) | 14 kilómetros (km) |
| **Mapa de elevación global** | 30 arcos de segundo (arcsec) | 1 kilómetro (km) |
| **SRTM disponible en todo el mundo** | 3 arcos de segundo (arcsec) | 90 metros (m) |
| **DEM de topografía, USA SRTM disponible** | 1 arco de segundo (arcsec) | 30 metros (m) |
| **DEM de topografía** | 1/3 arcos de segundo (arcsec) | 10 metros (m) |
| **DEM de LIDAR (nuevos productos)** | 1/9 arcos de segundo (arcsec) | 3.4 metros (m) |

Algunas fuentes de datos secundarios para la modelación hidrológica se muestran en la **Tabla 13.**

***Tabla 13 .*** *Fuentes de datos secundarios para su aplicación en modelación hidrológica. Fuente: Elaboración propia.*

| TIPOS DE DATOS | FUENTE DE DATOS |
|---|---|
| **Modelos digitales de elevación, usos de suelo, otros datos globales** | **USGS EarthExplorer, SRTM,** en https://earthexplorer.usgs.gov<br>**ASTER,** en https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp<br>**ALOS–PALSAR,** en https://earth.esa.int/eogateway/missions/alos<br>**NASADEM,** en https://earthdata.nasa.gov/esds/competitive–programs/measures/nasadem<br>**MERIT DEM,** en http://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yamadai/MERIT_DEM/ |
| **Datos climáticos de estaciones *in situ*** | **SENAMHI,** en https://www.senamhi.gob.pe<br>**NOAA NCDC,** en https://www.ncdc.noaa.gov/cdo-web/<br>**SO-HYBAM,** en https://hybam.obs-mip.fr |

| TIPOS DE DATOS | FUENTE DE DATOS |
|---|---|
| **Datos hidrometeorológicos de ecosistemas andinos** | **iMHEA,** en http://imhea.org<br>https://figshare.com/collections/High-resolution_hydrometeorological_data_from_a_network_of_headwater_catchments_in_the_tropical_Andes/3943774<br>**SEDC FONAG,** en http://sedc.fonag.org.ec |
| **Productos satelitales de precipitación** | **TRMM,** en https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/trmm-tropical-rainfall-measuring-mission<br>**GPM,** en https://gpm.nasa.gov/data/directory<br>**Precipitation Processing System,** en https://arthurhou.pps.eosdis.nasa.gov |
| **Datos climáticos de reanálisis, temperatura, precipitación, variables meteorológicas** | **PISCO,** en https://www.senamhi.gob.pe<br>**WorlClim,** en https://www.worldclim.org/data/index.html<br>**ERA5,** en https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-single-levels<br>**CHIRPS,** en https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps<br>https://data.chc.ucsb.edu/products/CHIRPS-2.0/global_daily/netcdf/p05/ |
| **Mapas de cobertura y uso de suelo** | **GlobaLand 30,** en http://www.globallandcover.com/defaults_en.html?src=/Scripts/map/defaults/En/download_en.html<br>**Sentinel,** en https://sentinel.esa.int/web/sentinel/thematic-areas/land-monitoring/land-cover-use-and-change-detection-mapping<br>**MODIS,** en https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataprod/mod12.php<br>**MODIS Terra,** en https://terra.nasa.gov/about/terra-instruments/modis<br>**MODIS Aqua,** en https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/aqua/<br>**MINAM,** en https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru |

| TIPOS DE DATOS | FUENTE DE DATOS |
|---|---|
| **Datos de tipos y propiedades de suelo** | **SMAP humedad del suelo,** en https://smap.jpl.nasa.gov<br>**GRACE gravedad,** en https://podaac.jpl.nasa.gov/GRACE<br>**FAO Soils Portal,** en http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/en/<br>http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/zh/<br>**ISRIC,** en https://data.isric.org |
| **Datos de geología global** | **OneGeology,** en http://www.onegeology.org<br>**USNA,** en https://www.usna.edu/Users/oceano/pguth/md_help/html/global_geology.htm |
| **Compendio global de variables hidroambientales** | **HydroATLAS,** en https://www.hydrosheds.org/page/hydroatlas<br>**HydroSHEDS,** en https://www.hydrosheds.org |

En resumen, el modelamiento es una herramienta bastante útil para hacer estimaciones cuando una observación directa no es posible; por ejemplo, en caso de predicciones o de evaluaciones ex ante. No obstante, la confiabilidad y certeza de esos resultados dependerá de la cantidad y calidad de las observaciones disponibles. Las observaciones son el punto de partida para entender la realidad del sistema que se va a modelar, escoger la complejidad del modelo, configurarlo operativamente, así como calibrarlo y validarlo. Cuando no sea posible generar o recoger datos primarios, se podrá buscar alternativas de información de fuentes externas en forma de datos secundarios. Los datos secundarios son, de todas maneras, muy comunes y necesarios en varios tipos de modelos. En principio, las estimaciones de un modelo siempre serán más inciertas que las observaciones directas, y la calidad de las salidas del modelo dependerá de manera directa de la calidad y cantidad de los datos de entrada.



Foto: Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica


Foto: Will Espinoza

## PASO 7. ESCENARIOS DE MODELACIÓN

Este paso busca describir cuál es la meta de la modelación, qué procesos hidrológicos estarán afectados y cómo serán representados en el modelo (***"escenarios"***). Es necesario recordar que "lo que sale del modelo es lo que entra en el modelo" (frase equivalente a "si entra basura, sale basura", o "garbage in, garbage out"). Este concepto se relaciona con la calidad de la información o los productos que ingresan a un sistema: si la calidad de lo que ingresa no es buena, el resultado por lo general tampoco es bueno. Es decir, una simulación estará directamente relacionada con los supuestos y la parametrización de los escenarios de evaluación, tanto como lo está con la cantidad y calidad de los datos de entrada. Por ejemplo, al reemplazar un suelo degradado con capacidad de infiltración A por un suelo recuperado con capacidad de infiltración B, el modelo presentará un cambio equivalente a la diferencia de B–A. El desarrollo o selección de un escenario por evaluar es tan clave como la selección del modelo. Para poder definir escenarios se requiere responder las preguntas: ¿Cuál es el objetivo de la modelación? y ¿qué se quiere representar?

***"Una simulación estará directamente relacionada con los supuestos y la parametrización de los escenarios de evaluación, tanto como lo está con la cantidad y calidad de los datos de entrada".***

Varios conceptos se utilizan para la definición de escenarios de modelación. El objetivo de esta definición de escenarios es construir ***experimentos de modelación*** para la evaluación de resultados. Por ejemplo, si queremos estimar los beneficios de una intervención sobre la infraestructura natural, debemos recordar que esta infraestructura ya existe en la realidad. Esta preexistencia determina que no podemos atribuir la totalidad de los servicios ecosistémicos producidos por ella, y los beneficios asociados, a las intervenciones implementadas. Es necesario definir un diferencial que cuantifique cuál es el valor adicional de beneficios producto de nuestras intervenciones. Una manera de conceptualizar estos efectos diferenciales se encuentra en la comparación de escenarios futuros posibles. Por ejemplo, si el enfoque se pone en el valor de la conservación o protección de la infraestructura natural, la evaluación puede hacerse entre un escenario de conservación versus un escenario de degradación; si, más bien, el enfoque se pone en el valor de la recuperación o restauración de la infraestructura natural, la evaluación puede hacerse entre un escenario de estado restaurado versus un escenario de estado actual; y si el enfoque se pone en la implementación de un proyecto (p. ej., infraestructura natural intervenida versus no intervenida, infraestructura gris versus natural, o infraestructura gris y natural combinadas), la evaluación puede hacerse entre el escenario con proyecto versus el escenario sin proyecto.

La variable temporal y los supuestos del estado futuro son determinantes en esta conceptualización. No se puede obviar que la realidad está sujeta también a condiciones no controladas y no solo al efecto de las intervenciones deliberadas. Es decir, a medida que avanza el tiempo, algunas zonas o elementos de la infraestructura natural que están actualmente bajo procesos de degradación van a continuar dichos procesos a menos que se realicen acciones de prevención, mitigación o remediación sobre ellos. De igual forma, la naturaleza tiene una capacidad regenerativa propia, y algunas zonas o elementos de la infraestructura natural estarán atravesando procesos de regeneración. Sumados a estos procesos naturales, los seres humanos interactúan día a día con el paisaje, lo que genera también procesos de cambio de uso de suelo que pueden afectar o beneficiar los proyectos de intervención sobre la infraestructura natural considerados. Finalmente, existen cambios ambientales, como aquellos producidos por el cambio climático, que pueden marcar un efecto considerable entre las condiciones actuales y futuras y que pueden, o no, ser considerados dentro del desarrollo de modelos de evaluación.

Tomando en cuenta estas consideraciones, varios escenarios pueden ser desarrollados para la evaluación de la infraestructura natural mediante la modelación.

## Escenario BASE o actual

Es el estado actual de la zona de estudio, del cual se pueden derivar futuros potenciales con y sin intervenciones. Este escenario constituye la ***"línea base"*** para la evaluación, tanto de los impactos positivos esperados de las intervenciones, como de los impactos negativos potenciales de la ausencia de aquellas intervenciones **(Figura 12).** Para esta primera actividad, se debe recopilar la siguiente información:

- Información meteorológica e hidrológica de las áreas de interés durante los últimos años disponibles.
- Datos biofísicos del ecosistema: topografía, elevación, suelos, geología, vegetación, uso y cobertura de la tierra, entre otros.
- Series de tiempo o datos de caudal promedio diario, mensual o anual en los puntos de interés durante los últimos años disponibles.
- Caudales y puntos que intencionalmente han sido derivados, desviados o captados del cauce natural para diversos usos del agua.
- Caudales y puntos de retorno a los cauces luego de ser utilizados, en caso de que se conozcan estos puntos.
- Caudales y puntos de trasvase desde la cuenca hacia afuera y desde afuera hacia la cuenca.
- Series de tiempo o datos de concentraciones promedio diarias, mensuales y anuales de parámetros de calidad de agua relevantes para el estudio. Los indicadores de calidad deben responder a las necesidades y disponibilidad de información.
- Existencia de infraestructura hidráulica u otros elementos en el área de interés, que modifiquen los servicios ecosistémicos prioritarios (reservorios de almacenamiento, obras de control de inundaciones, desarenadores u obras de control de erosión, etc.).

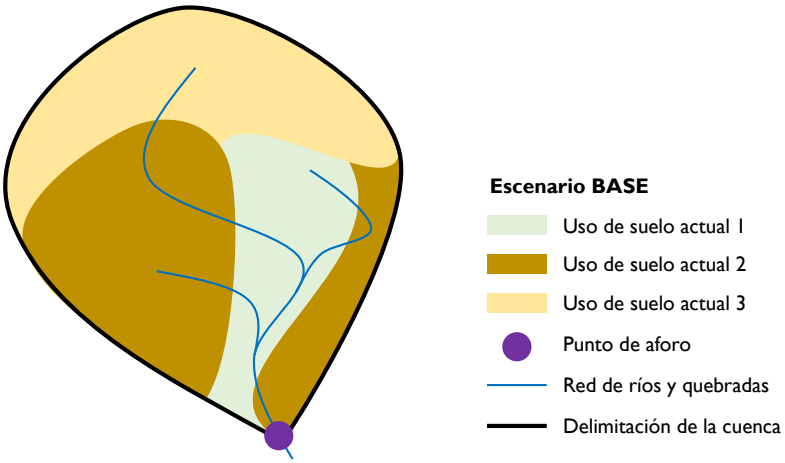



***Figura 12.*** *Representación conceptual del escenario base en una cuenca de análisis. Fuente: Elaboración propia.*

Con esta información se determinan los valores iniciales del servicio ecosistémico hídrico de interés ($SEH_A$), con lo cual se genera la línea base en el tiempo $T_1$, conceptualmente representada por el punto A en la **Figura 13.**

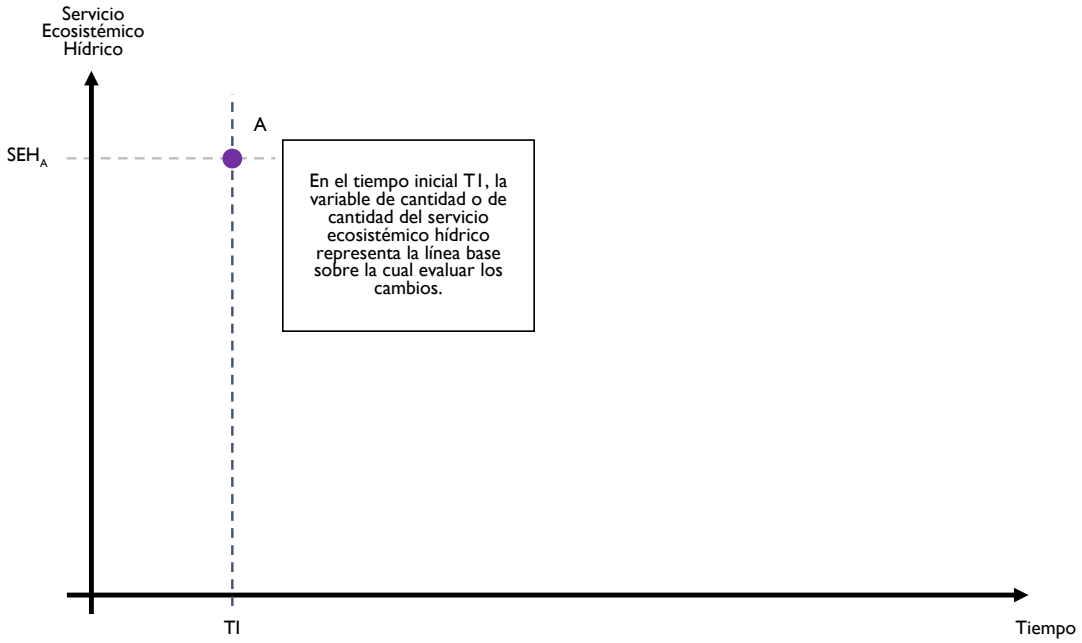



***Figura 13.*** *Situación inicial de la cantidad o calidad del servicio ecosistémico hídrico de interés en el punto de estudio. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

## Escenario BAU (business as usual) o tendencial

Escenario resultante de un comportamiento ***"tendencial"*** de cambios antrópicos en el uso de suelo y mecanismos naturales de degradación, sin intervenciones de conservación, protección o restauración de la infraestructura natural. Permite determinar el impacto del actual patrón de desarrollo o ***"business as usual"*** (BAU, por sus siglas en inglés) —por ejemplo, expansión de zonas urbanas, agrícolas, ganaderas— sobre los indicadores que cuantifican al servicio ecosistémico de interés, en comparación con el escenario de estado actual **(Figura 14).**

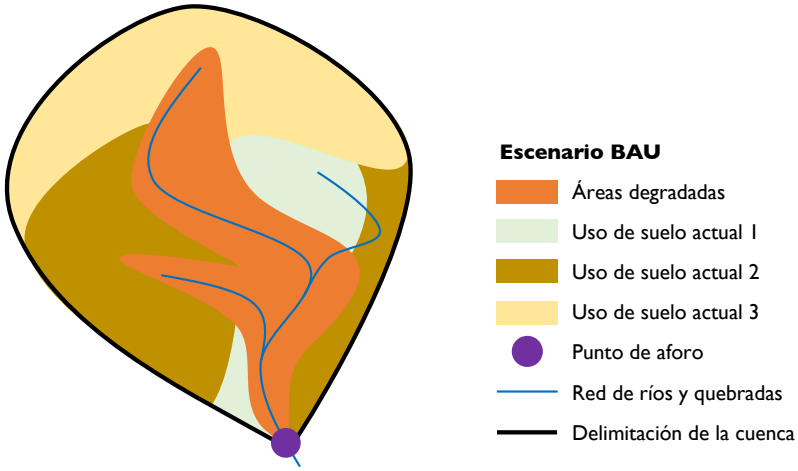



***Figura 14.*** *Representación conceptual del escenario tendencial o business as usual en una cuenca de análisis. Fuente: Elaboración propia.*

En este escenario se proyectan las variables que determinan los servicios ecosistémicos de interés dentro de un periodo de tiempo definido (p. ej., 40 años), utilizando la información biofísica e histórica recopilada anteriormente por medio de una herramienta de análisis geográfico. Idealmente, se cuenta con un análisis multitemporal de los cambios de cobertura de vegetación y uso de suelo en la zona de interés, que permita identificar las tasas de cambio históricas y las ubicaciones más críticas para realizar proyecciones de cambio. Utilizando este escenario en el modelo hidrológico, se podrá estimar la variación de los servicios ecosistémicos de interés, determinando una función de cambio. Conceptualmente, la **Figura 15** muestra una función de cambio con pendiente negativa que teóricamente representa que, sin intervenciones sobre la infraestructura natural, el desempeño de los servicios ecosistémicos hídricos disminuye en el tiempo ($SEH_B < SEH_A$), representado por el punto B al tiempo $T_2$.

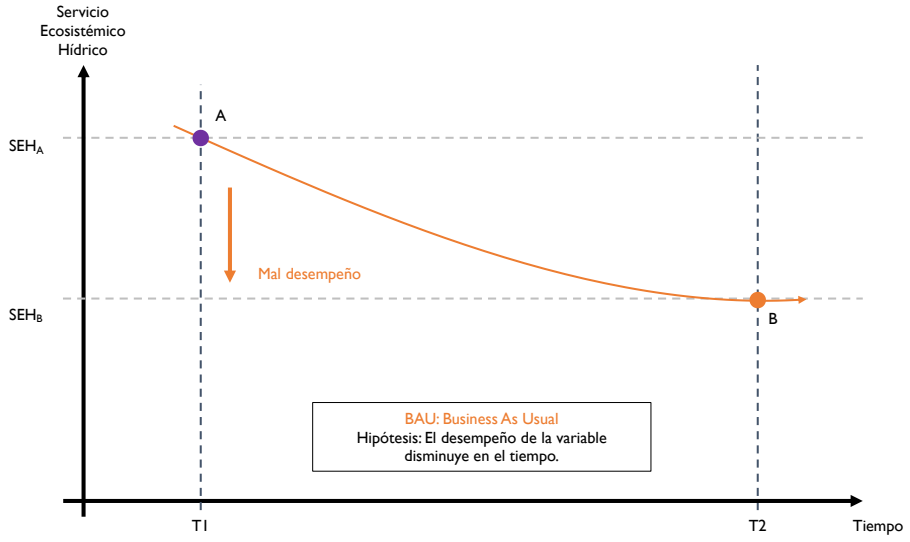



***Figura 15.*** *Escenario tendencial proyectado del servicio ecosistémico hídrico en el punto de estudio dentro del periodo de tiempo definido para la evaluación. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

# Escenario PES (pesimista) o de degradación máxima potencial

El escenario ***"pesimista"*** representa el peor estado posible de degradación de la infraestructura natural y, en consecuencia, de los servicios ecosistémicos hídricos prioritarios. De manera usual, este escenario se construye simplemente con la consideración de que la totalidad de las áreas de importancia hídrica son degradadas, sobre todo, por factores humanos, aunque también por cambios ambientales. Ejemplos de este tipo de escenario son la quema de grandes extensiones de pastizales naturales y bosques, o el retroceso completo y desaparición de los glaciares **(Figura 16).** En muchas ocasiones, se utiliza el escenario pesimista como el punto de comparación de los beneficios de los proyectos de infraestructura natural, sobre todo porque es un escenario fácil de construir y que no requiere muchas consideraciones. Sin embargo, hay que procurar no sobreestimar los beneficios de los proyectos de infraestructura natural mediante la comparación con un escenario pesimista, debido a que es posible que este escenario requiera de condiciones muy particulares para que suceda.

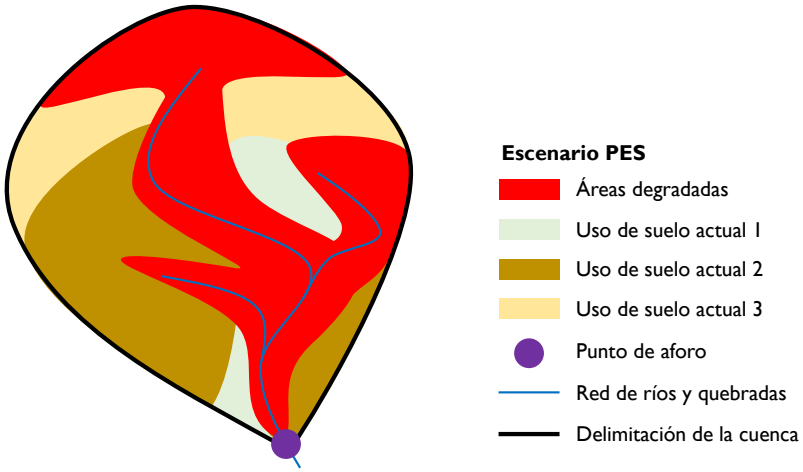



***Figura 16.*** *Representación conceptual del escenario pesimista en una cuenca de análisis. Fuente: Elaboración propia.*

Conceptualmente, la **Figura 17** representa que, en un escenario pesimista, el desempeño de los servicios ecosistémicos hídricos cae en el tiempo hasta valores mínimos ($SEH_P < SEH_B < SEH_A$), representado por el punto P al tiempo $T_2$.

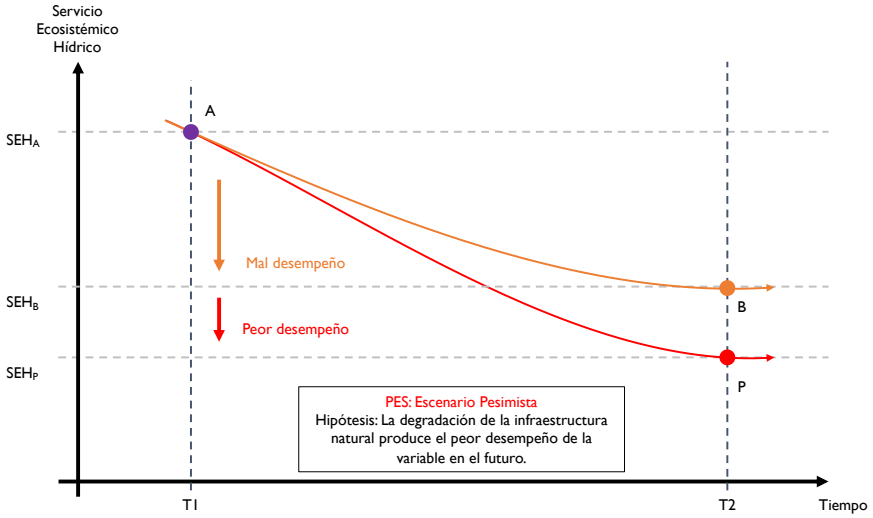



***Figura 17.*** *Escenario pesimista de desempeño del servicio ecosistémico hídrico en el que el estado de la infraestructura natural se encuentra totalmente degradado. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

## Escenario IN o de recuperación de la infraestructura natural

En este escenario se proyecta el desempeño de los servicios ecosistémicos resultantes de las intervenciones sobre la infraestructura natural en un tiempo determinado, en especial sobre los puntos de interés enfocados en el análisis. Con el uso de herramientas de análisis geográfico, como HIRO (Herramienta de Identificación Rápida de Oportunidades: Román et al., 2020), se pueden identificar áreas prioritarias de retención de agua, control de erosión o servicios ecosistémicos hídricos, con base en la información geoespacial disponible. Estas áreas pueden ser enfocadas en el diseño de intervenciones sobre la infraestructura natural, tales como la recuperación de humedales, la conservación de bosques, el control de la expansión de la frontera agrícola, y otros cambios en el uso del suelo **(Figura 18).**

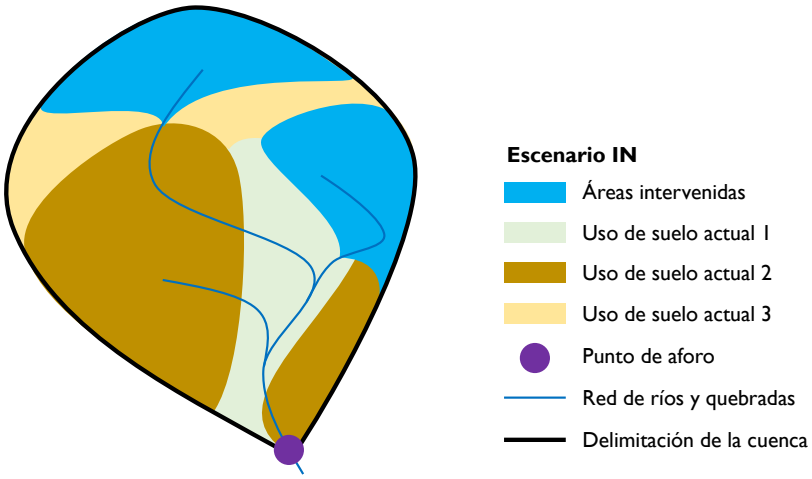



***Figura 18.*** *Representación conceptual del escenario de recuperación de la infraestructura natural en una cuenca de análisis. Fuente: Elaboración propia.*

El modelo debe ser capaz de determinar si una intervención produce un impacto positivo o, por el contrario, un impacto nulo o negativo. La hipótesis propuesta es que las intervenciones sobre la infraestructura natural generan cambios positivos en la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos hídricos en el área de estudio ($SEH_R$, punto R, en la **Figura 19**), que resultan en desempeños por lo menos mejores que los de la situación proyectada en el escenario BAU, incluso si no son tan buenos como los de la situación actual ($SEH_B < SEH_R < SEH_A$ en $T_2$

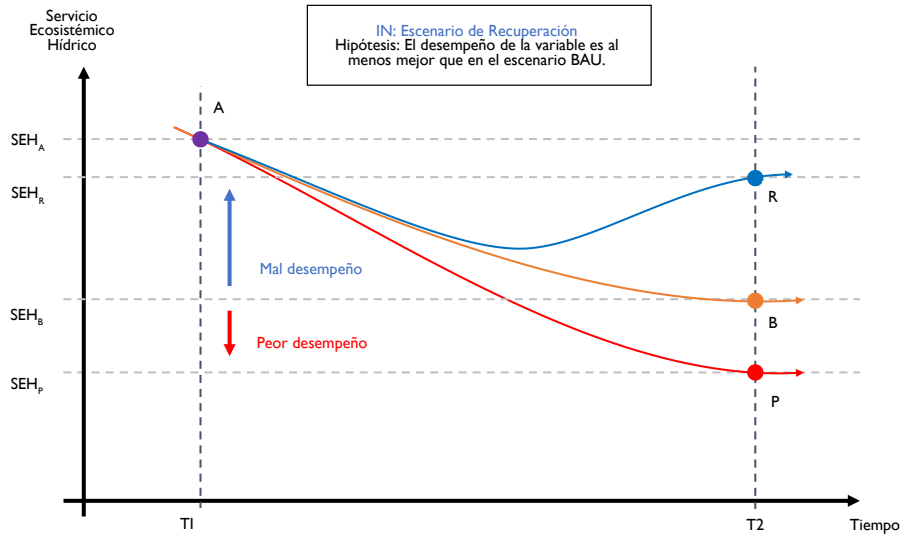



***Figura 19.*** *Escenario de recuperación de desempeño del servicio ecosistémico hídrico por intervenciones en la infraestructura natural. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

## Escenario SEM *(sustainable ecosystem management)* u optimista

Las intervenciones sobre la infraestructura natural aplicadas a la escala potencial máxima generan el escenario de ***"manejo sostenible de ecosistemas"*** (SEM, por sus siglas en inglés). Este escenario abarca el desarrollo de actividades de protección, conservación, mantenimiento y recuperación de la infraestructura natural en las fuentes hídricas —incluyendo proyectos de conservación de la biodiversidad, restauración ecológica y producción sostenible—, con el objeto de incrementar la oferta de servicios ecosistémicos hídricos de interés; principalmente, mayor cantidad y mejor calidad de agua **(Figura 20).**

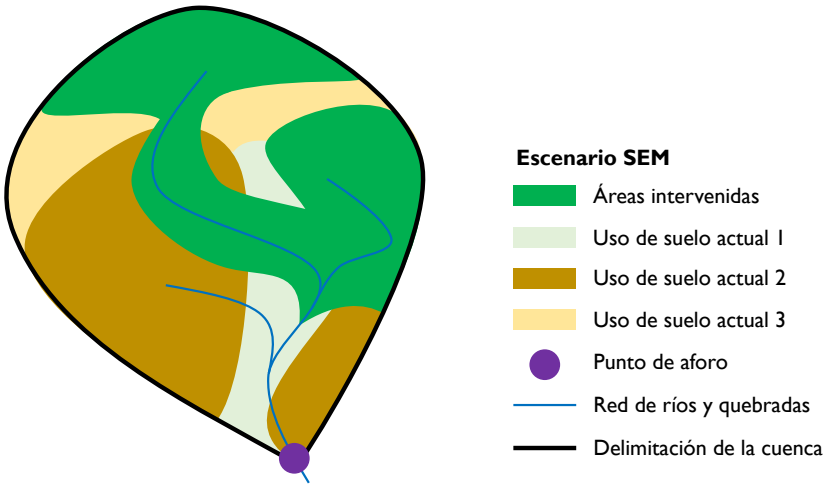



***Figura 20.*** *Representación conceptual del escenario de recuperación de la infraestructura natural en una cuenca de análisis. Fuente: Elaboración propia.*

En comparación con el escenario IN, las intervenciones pueden hacer posibles por lo menos otros dos resultados: i) uno en el que se revierte la tendencia de disminución de la cantidad o calidad del servicio ecosistémico, de forma que se mantienen las características iniciales ($SEH_R = SEH_A$); y ii) otro en el que las intervenciones permiten incluso superar los estándares de cantidad o calidad del momento inicial $T_1$ ($SEH_S > SEH_A$, punto S en la **Figura 21).**

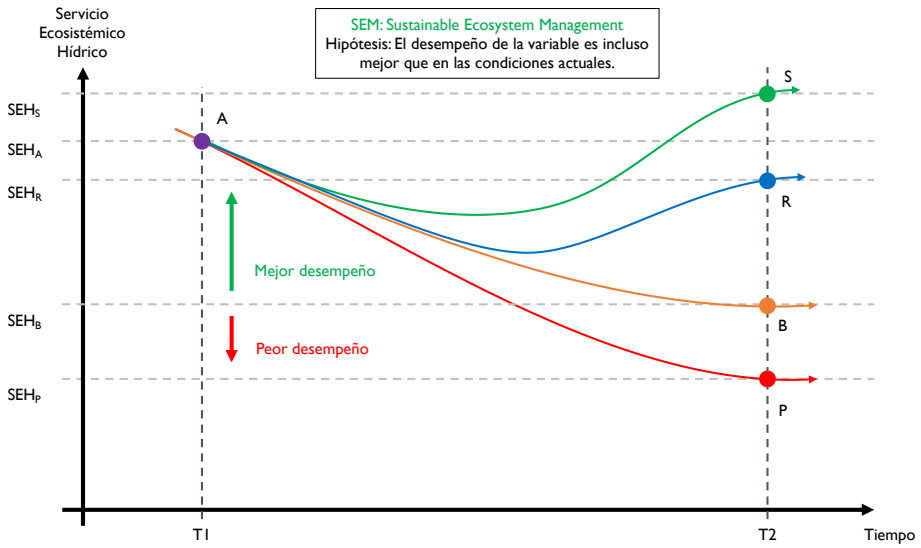



***Figura 21.*** *Escenario de manejo sostenible de ecosistemas, producto de intervenciones sobre la infraestructura natural. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

Al efectuar comparaciones entre los diferentes escenarios **(Figura 22)**, los beneficios netos se calculan como la diferencia entre los indicadores que cuantifican los servicios ecosistémicos producidos bajo los escenarios simulados **(Figura 21)**. Este enfoque da lugar al concepto de *adicionalidad,* que se define como los beneficios adicionales que se generarían como resultado de un proyecto de implementación de intervenciones sobre la infraestructura natural, que no hubiesen ocurrido en ausencia del proyecto.

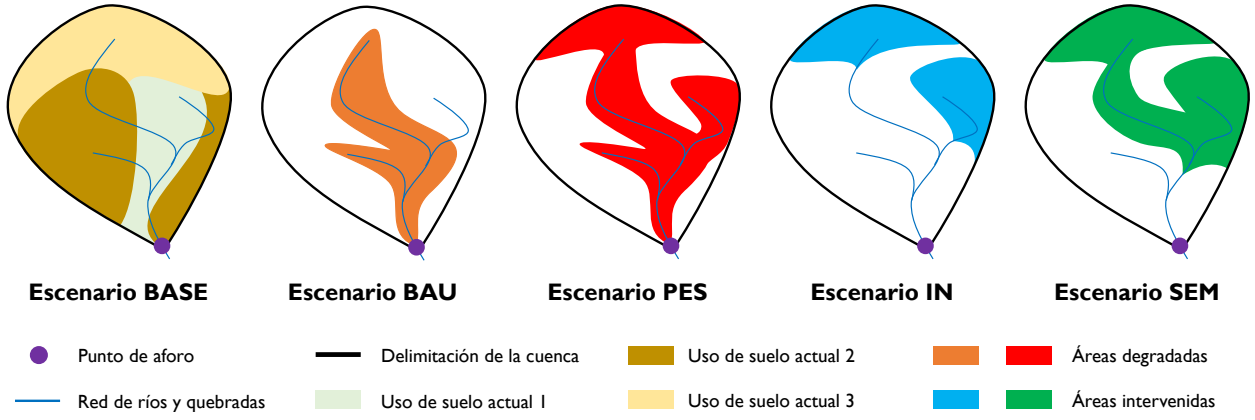



***Figura 22.*** *Resumen conceptual de los tipos de escenarios sugeridos para la evaluación de los beneficios de la infraestructura natural. Fuente: Elaboración propia.*

## Escenarios de cambio climático

Finalmente, las proyecciones a futuro involucran no solo cambios en las características biofísicas de la cuenca o zona de estudio (suelos, vegetación, infraestructura, etc.), sino también cambios ambientales como el cambio climático. Para analizar el cambio climático se consideran trayectorias de concentración representativa (RCP, por sus siglas en inglés): una RCP es una trayectoria de concentración de gases de efecto invernadero adoptada por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). Para el *Quinto informe de evaluación del IPCC* (2014) se utilizaron cuatro trayectorias para la modelización del clima, describiendo diferentes futuros climáticos posibles que dependen del volumen de gases de efecto invernadero emitidos en los próximos años. Las RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5 están etiquetadas a partir de un posible rango de valores de forzamiento radiativo en el año 2100 (2.6, 4.5, 6.0 y 8.5 W/m$^2$, respectivamente) **(Figura 23).**

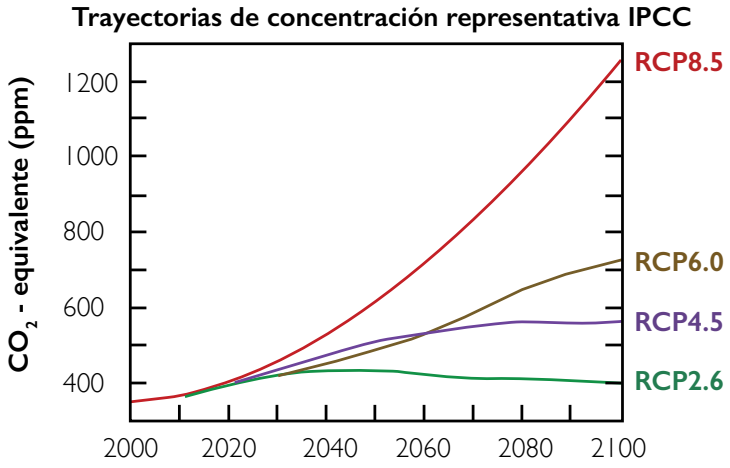



***Figura 23.*** *Concentraciones de $CO_2$ equivalentes para distintos escenarios de emisión (en partes por millón) de acuerdo con las cuatro RCP utilizadas por el Quinto informe de evaluación del IPCC para hacer modelos predictivos. Fuente: IPCC (2014).*

Una manera sencilla de considerar escenarios de cambio climático es modificando los datos meteorológicos de entrada al modelo (temperatura, precipitación, evapotranspiración, etc.). Es común que varios modelos hidrológicos realicen un análisis de sensibilidad (**Paso 9a**) de los datos climáticos. Por ejemplo, esto se puede realizar considerando variaciones de la precipitación de ± 5%, ± 10%, ± 20%, etc., o considerando variaciones de la temperatura promedio de 1°C, 2°C, 5°C. Los cambios en la temperatura resultan en cambios en la evapotranspiración, es decir, en el flujo de agua hacia la atmósfera, así como en la contribución glaciar al caudal, cuyo derretimiento depende de la temperatura. Cambios en otras variables metoeorológicas, tales como la humedad del aire o la velocidad del viento, también pueden ser considerados en escenarios de cambio climático, aunque son más inciertos y requieren datos de mediciones en campo. Otra manera de considerar escenarios de cambio climático es utilizando proyecciones de temperaturas futuras (mapas de amenazas de altas temperaturas) y lluvias futuras (mapas de amanezas de lluvias intensas). Si bien es posible que el cambio en la cantidad total de precipitación anual sea incierto en el futuro, se pueden realizar modelaciones de los efectos de variables como la intensidad de la lluvia o los extremos climáticos.

Es necesario considerar que mientras más suposiciones se hagan con respecto al futuro, mayor será la incertidumbre en las proyecciones. Por ello, se recomienda no combinar análisis de cambios de cobertura y uso del suelo con análisis de cambio climático, debido a que las diferencias entre estos escenarios más complejos podrían esconder los beneficios de las intervenciones sobre la infraestructura natural, debajo de la incertidumbre con relación a los cambios en el clima. Esta incertidumbre podría subestimar o sobreestimar los beneficios proyectados y oscurecer la identificación de evidencia de los beneficios esperados por las intervenciones. En caso de que se deseen combinar varios tipos de suposiciones sobre cambios futuros, se debería optar por un análisis de incertidumbre profunda *(deep uncertainty analysis)*, lo cual puede incrementar en forma sustancial los recursos necesarios, la capacidad técnica requerida y el tiempo de modelación (Brauman et al., 2021a). En conclusión, la construcción de escenarios más complejos no significa necesariamente que se mejorará la evaluación o que se obtendrán mejores resultados. Se recomienda desarrollar experimentos de simulación con escenarios simples, para reflejar de la manera más limpia y clara los impactos esperados por las intervenciones evaluadas.



***"La construcción de escenarios más complejos no significa necesariamente que se mejorará la evaluación o que se obtendrán mejores resultados".***



Foto: Abel Carmona Arteaga


Foto: Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica

# PASO 8. CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE MODELOS

## Calibración manual y automática de parámetros

La ***calibración*** es un proceso de ensayo y error donde se prueba una configuración de parámetros del modelo y se contrastan los resultados frente a una lista de datos observados y considerados como reales **(Figura 24)**. Este proceso consiste en tres pasos principales: 1) la definición de los parámetros de entrada; 2) la modelación con base en dichos parámetros para generar resultados; y 3) el análisis de desempeño de los resultados (Pianosi et al., 2015, 2016).

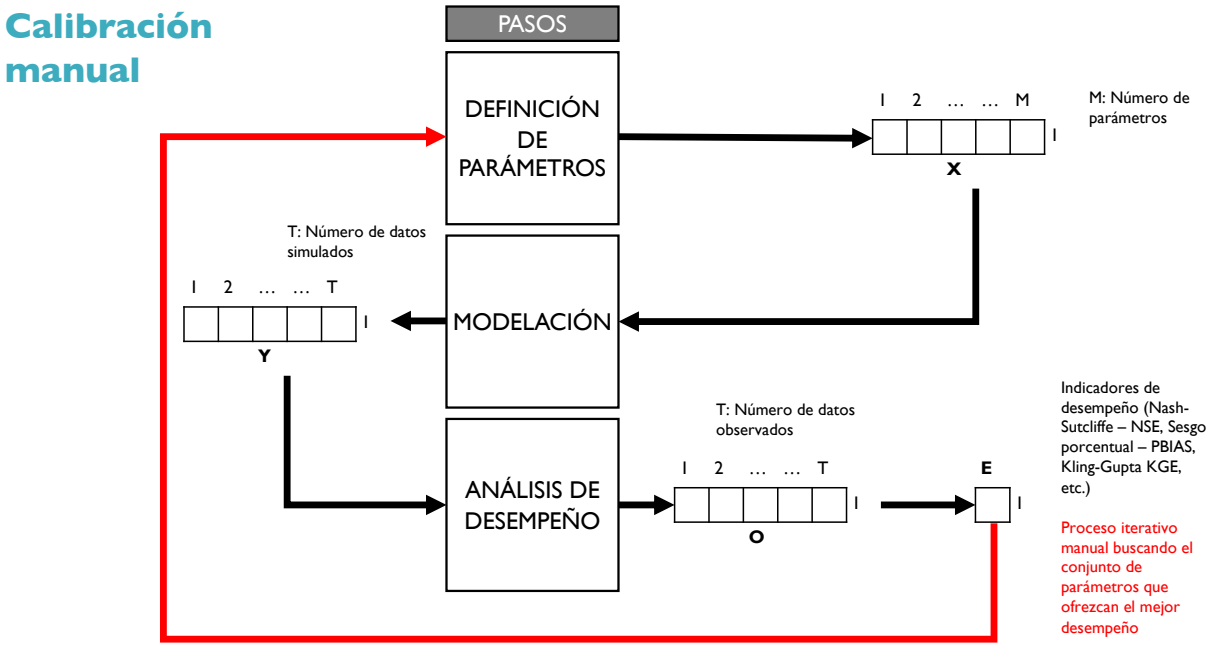



***Figura 24.*** *Proceso de calibración manual de un modelo de simulación. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

En una ***calibración manual*** se define un número **M** de parámetros necesarios para el ingreso al modelo. Estos parámetros son aquellos susceptibles de modificación durante el ejercicio de calibración y cuya sensibilidad puede analizarse como se indica en la siguiente subsección. Esta lista de parámetros se ingresa en el modelo, el cual genera a su vez un conjunto de resultados de longitud T (por ejemplo, T puede ser el número de meses simulados o el número de datos generados). Este conjunto de resultados simulados se analiza para medir su desempeño frente a un conjunto de datos observados. Idealmente, se cuenta con un dato observado por cada dato simulado para comparación. Esta comparación es cuantificada mediante indicadores de desempeño, tales como la eficiencia de Nash–Sutcliffe o el sesgo porcentual. Cuando existen varios criterios de evaluación de desempeño, el ejercicio se convierte en un ***"análisis de optimización múltiple"*** *(multi–objective optimization)*. Si este desempeño no es satisfactorio, el proceso se repite cambiando la definición de uno o varios de los parámetros y evaluando su desempeño cada vez. Como puede evidenciarse, este proceso es capaz de consumir mucho tiempo y esfuerzo y no concluir fácil y necesariamente con un conjunto óptimo de parámetros. Para mejorar este proceso, se opta por una calibración automática.



***"La calibración es un proceso de ensayo y error donde se prueba una configuración de parámetros del modelo y se contrastan los resultados frente a una lista de datos observados y considerados como reales".***

En una ***calibración automática***, el proceso de muestreo produce no solo una combinación de parámetros, sino cientos o miles de combinaciones únicas de parámetros. Este muestreo se genera siguiendo una estrategia estadística formal —por ejemplo, Monte Carlo o muestreo hipercubo latino— y asumiendo una distribución de probabilidad para cada parámetro. El resultado es una matriz **X** de dimensiones N x M, donde N es el número de combinaciones individuales y M es el número de parámetros **(Figura 25).**

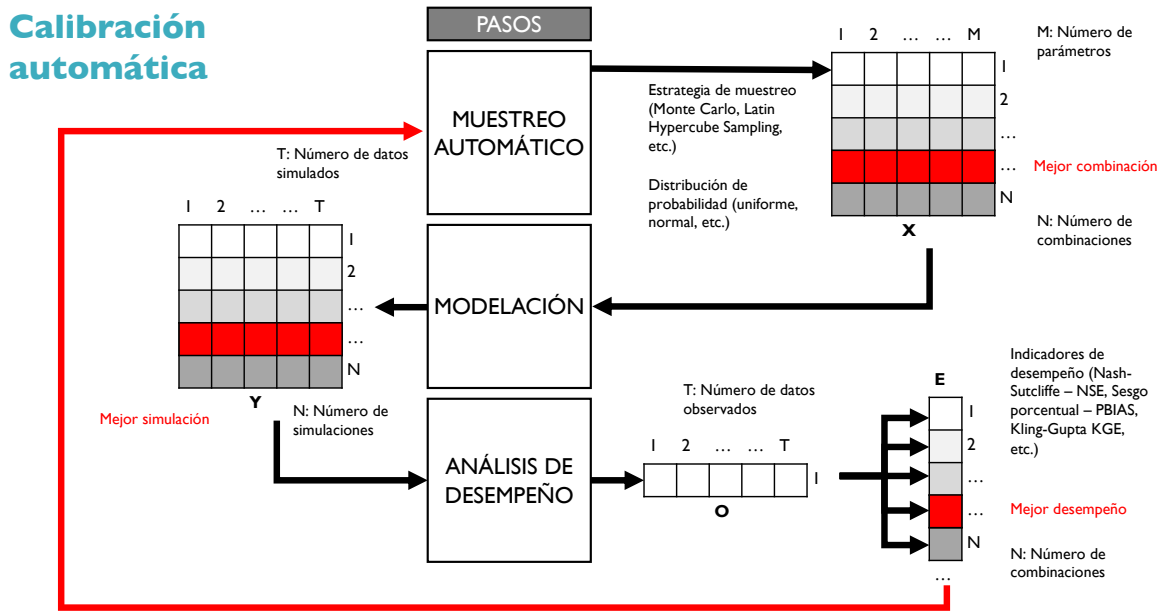



***Figura 25.*** *Proceso de calibración automática de un modelo de simulación. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

La matriz X de parámetros se ingresa en el modelo, el que genera no solo un conjunto de resultados, sino **N** conjuntos de ellos, uno por cada combinación de parámetros ingresada. El resultado de la modelación es una matriz **Y** de dimensiones N x T, donde **T** es el número de datos generados (por ejemplo, el número de meses simulados de caudal). Esta matriz Y de resultados simulados es analizada para medir el desempeño de cada línea frente al conjunto de datos observados.

Asimismo, en lugar de obtener solo un resultado único en la evaluación, se generan N resultados por cada indicador de desempeño. Se obtiene una matriz **E** de dimensiones N x L, donde **L** es el número de indicadores analizados (en el ejemplo de la **Figura 25**, un solo indicador). De esta lista de resultados de indicadores se determina aquel que muestre el ***"mejor desempeño"***. Este desempeño estará ligado a la que se considera la ***"mejor simulación"***, que es el resultado de la ***"mejor combinación"*** de parámetros. El proceso se puede realizar una sola vez o repetirse unas cuantas iteraciones para afinar los rangos de muestreo de parámetros. La ventaja es que el proceso es N veces más eficiente que la calibración manual y puede arrojar resultados óptimos en una sola ejecución.

## Muestreo automático de parámetros

Para aumentar la eficiencia del proceso de calibración es necesario definir rangos dentro de los cuales se espera que se encuentren los valores ***"óptimos"*** de los parámetros. Si estos rangos son demasiado amplios, el proceso pierde eficiencia porque debe considerar una multitud de posibilidades de valores de los parámetros que no son satisfactorios. Por otro lado, si los rangos son muy limitados, se corre el riesgo de dejar afuera aquella combinación que representa el ***"óptimo global"*** y de que los resultados de la calibración desemboquen en algún ***"óptimo local"***. Los óptimos locales son aquellas combinaciones de parámetros que tienen desempeños aceptables pero que podrían ser menores que los de otras combinaciones fuera de rango. Por esta razón, el muestreo de parámetros debe lograr un un equilibrio entre la eficiencia en la búsqueda de valores para los parámetros con mejor desempeño, evitando que el afinamiento de rangos introduzca sesgos en el ejercicio de modelación.

Para la generación de la matriz X se deben identificar los M parámetros que se van a muestrear y los rangos máximo y mínimo de cada uno. El muestreo aleatorio de un parámetro se realiza de forma automática, dada una distribución de probabilidad dentro del rango de valores **MÍN–MÁX** en el que se realiza el muestreo. La distribución de probabilidad del parámetro puede ser normal, gamma, asimétrica, etc. Sin embargo, dado que no se conoce la distribución de probabilidad real de cada parámetro —pues no se conoce el valor óptimo—, por lo general se utiliza una distribución uniforme dentro del rango dado **(Figura 26)**.

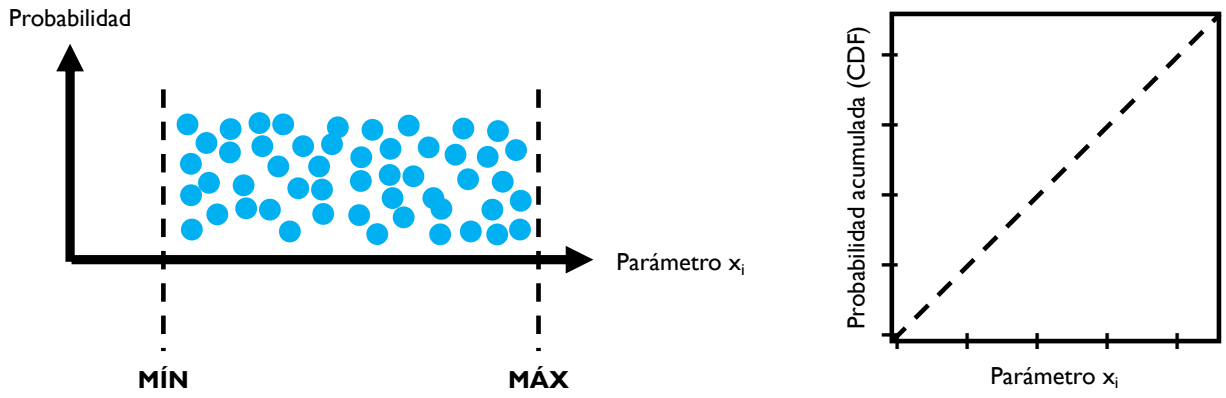



***Figura 26.*** *Concepto de muestreo automático de parámetros. Cada círculo azul representa un valor aleatorio dentro del rango MÍN–MÁX. La distribución de probabilidad mostrada es uniforme, es decir, cualquier valor dentro del rango tiene igual probabilidad de ser seleccionado. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

El siguiente paso es definir la estrategia de muestreo. Cuando existen múltiples parámetros, el muestreo aleatorio automático debe producir combinaciones únicas de ellos para aprovechar al máximo la variabilidad total. Hay varias estrategias de muestreo; las más comunes son el muestreo aleatorio simple o Monte Carlo y el muestreo hipercubo latino (LHS, por sus siglas en inglés). Por ejemplo, la **Figura 27** ilustra estas dos estrategias para dos parámetros. El muestreo aleatorio simple produce combinaciones de parámetros sin considerar los valores generados anteriormente. En este caso, no se necesita conocer el número de combinaciones objetivo (N) de antemano, pero se corre el riesgo de repetir valores de un mismo parámetro sucesivamente **(Figura 27)**.

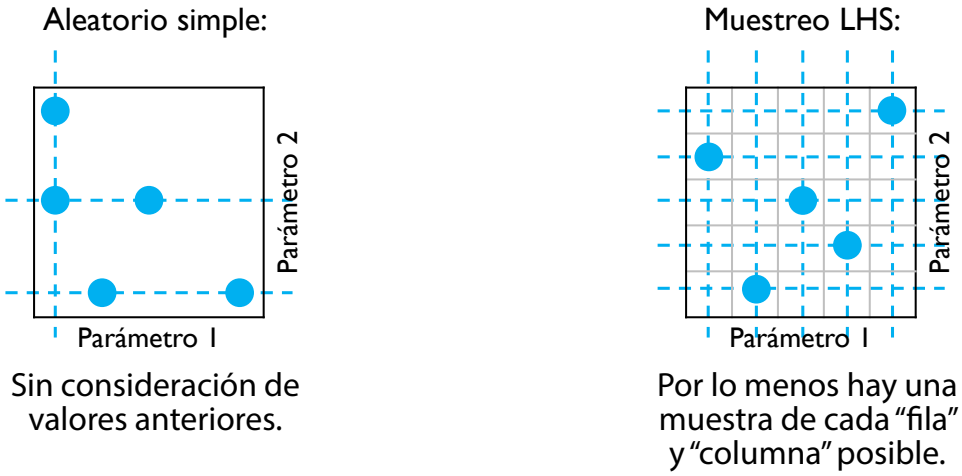



***Figura 27.*** *Comparación de estrategias de muestreo. Cada punto azul es una combinación de parámetros 1 y 2. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

Una buena estrategia es la del muestreo hipercubo latino, la cual guarda en memoria los valores muestreados anteriormente, a fin de no repetir valores de parámetros. Para este caso se requiere conocer de antemano el número de combinaciones objetivo (N), de manera que se divide el espacio paramétrico de cada parámetro proporcionalmente a su distribución de probabilidad. Por ejemplo, para dos parámetros (M=2, **Figura 27**), esto equivale a que cada combinación muestreada ocupe una columna (valor de parámetro 1) y una fila (valor de parámetro 2) únicas, lo que puede ser puesto en analogía con un tablero de ajedrez, en donde existen N torres ubicadas de manera que ninguna amenaza o es amenazada por otra torre. Para tres parámetros (M=3), esta representación se puede realizar en tres dimensiones, utilizando un cubo. Para M>3 parámetros, esto es conceptualmente similar, pero se vuelve difícil de representar en forma gráfica.

La configuración generalmente recomendada para el muestreo automático de parámetros es la de una distribución de probabilidad uniforme, con una estrategia de muestreo hipercubo latina.

## Evaluación de desempeño

Existen varios indicadores que pueden servir para medir el desempeño de las simulaciones. Los indicadores identificados aquí son funciones objetivo ampliamente usadas de los modelos hidrológicos (Moriasi et al., 2007; Gupta et al., 2009):

- Eficiencia de Nash–Sutcliffe (NSE) **(Tabla 14)**
- Raíz del error cuadrático medio (RMSE) **(Tabla 15)**
- Relación entre RMSE y la desviación estándar (RSR) **(Tabla 16)**
- Sesgo porcentual (PBIAS) **(Tabla 17)**
- Eficiencia de Kling–Gupta (KGE) **(Tabla 18)**
- Combinación de varios indicadores (OF) **(Tabla 19)**

A continuación, detallamos cada uno.

***Tabla 14.*** *Eficiencia de Nash–Sutcliffe (NSE). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 1. EFICIENCIA DE NASH–SUTCLIFFE (NSE) |
|---|---|
| **Fórmula** | $NSE = 1 - \left[ \frac{\sum_{t}^{p=1} (Y_{t,obs} - Y_{t,sim})^2}{\sum_{t}^{p=1} (Y_{t,obs} - \mu_{Y,obs})^2} \right]$ |
| **Explicación** | NSE es una comparación entre la serie de tiempo y de datos observados $Y_{t,obs}$ y los datos simulados $Y_{t,si}$m. El numerador consiste en la suma de las diferencias elevadas al cuadrado entre cada dato observado menos cada dato simulado. El denominador consiste en la suma de las diferencias elevadas al cuadrado entre cada dato observado menos el promedio (μ) de los datos observados. Al resultante de la división se le resta de 1. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de NSE es 1 y el peor valor tiende a –inf. Es decir, un valor de NSE de 1 implica un ajuste perfecto entre los datos observados y los datos simulados.<br>El valor de cero (0) sirve como indicador de cómo se comparan las simulaciones con el promedio de los datos observados. Es decir, un valor de NSE de 0 implica que las simulaciones no son mejores que si simplemente se hubiese tomado el promedio de los datos observados.<br>Un modelo hidrológico se considera satisfactorio si NSE > 0.50. |
| **Referencia** | Nash & Sutcliffe (1970). |

***Tabla 15.*** *Raíz del error cuadrático medio (RMSE). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 2. RAÍZ DEL ERROR CUADRÁTICO MEDIO (RMSE) |
|---|---|
| **Fórmula** | $$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{p} \left(Y_{t,obs} - Y_{t,sim}\right)^2}{P}}$$ |
| **Explicación** | RMSE estima el error entre la serie de tiempo $Y_t$ de datos observados $Y_{t,obs}$ y los datos simulados $Y_{t,sim}$. Se obtiene la suma de las diferencias elevadas al cuadrado entre cada dato observado menos cada dato simulado. Esta suma se divide para el número de datos P y se obtiene la raíz cuadrada del resultante. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de RMSE es 0 y el peor valor tiende a +inf. Es decir, un valor de RMSE de 0 implica un ajuste perfecto entre los datos observados y los datos simulados.<br>Las unidades de RMSE son las mismas que las de la variable en cuestión.<br>No existe un umbral estándar, pero en general un modelo hidrológico se considera satisfactorio mientras más pequeño sea RMSE. |
| **Referencia** | Singh et al. (2004). |

***Tabla 16.*** *Relación entre RMSE y la desviación estándar (RSR). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 3. RELACIÓN ENTRE RMSE Y LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR (RSR) |
|---|---|
| **Fórmula** | $$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \left[\frac{\sum_{t=1}^{p} \left(Y_{t,obs} - Y_{t,sim}\right)^2}{\sum_{t=1}^{p} \left(Y_{t,obs} - \mu_{Y,obs}\right)^2}\right]$$ |
| **Explicación** | RSR combina el RMSE con la desviación estándar de los datos observados. Esto permite normalizar el valor y otorgar rangos relativos que se pueden considerar satisfactorios. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de RSR es 0 y el peor valor tiende a +inf. Es decir, un valor de RSR de 0 implica un ajuste perfecto entre los datos observados y los datos simulados.<br>Un modelo hidrológico se considera satisfactorio si RSR <= 0.70. |
| **Referencia** | Singh et al. (2004). |

***Tabla 17.*** *Sesgo porcentual (PBIAS). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 4. SESGO PORCENTUAL (PBIAS) |
|---|---|
| **Fórmula** | $PBIAS = \left[ \frac{\sum_{t=1}^{p} (Y_{t,obs} - Y_{t,sim}) * 100}{\sum_{t=1}^{p} (Y_{t,obs})} \right]$ |
| **Explicación** | PBIAS mide la tendencia promedio de los datos simulados $Y_{t,sim}$ de ser relativamente mayores o menores que los datos observados $Y_{t,obs}$ respectivos. Se obtiene de la suma de las diferencias entre los datos observados y los datos simulados multiplicada por 100 (para convertirlos en porcentaje) y dividida para la suma de los datos observados. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de PBIAS es 0 y los peores valores tienden a ambas direcciones –inf y +inf. Es decir, un valor de PBIAS de 0 implica un ajuste perfecto entre los datos observados y los datos simulados. Valores positivos de PBIAS indican sesgo de subestimación del modelo. Valores negativos de PBIAS indican sesgo de sobreestimación del modelo.<br>Un modelo hidrológico se considera satisfactorio si PBIAS <= ±25 % para simulación de caudal, ±55 % para simulación de sedimentos, y ±70 % para simulación de calidad de agua, como nutrientes (nitrógeno, fósforo). |
| **Referencia** | Gupta et al. (1999).. |

***Tabla 18.*** *Eficiencia de Kling–Gupta (KGE). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 5. EFICIENCIA DE KLING–GUPTA (KGE) |
|---|---|
| **Fórmula** | $KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\sigma_{Y,sim}}{\sigma_{Y,obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{Y,sim}}{\mu_{Y,obs}} - 1\right)^2}$ |
| **Explicación** | KGE fue conceptualizado como una mejora de NSE. Al deconstruir NSE se obtienen tres elementos correspondientes a la correlación lineal (coeficiente de Pearson r), la relación entre desviaciones estándar ($\sigma$) y la relación entre las medias ($\mu$). A cada componente se le resta 1 y se eleva al cuadrado. Se obtiene la raíz de las sumas de dichas diferencias. Al resultante de la división se le resta de 1. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de KGE es 1 y el peor valor tiende a –inf. Es decir, un valor de KGE de 1 implica un ajuste perfecto entre los datos observados y los datos simulados.<br>El valor de 0 sirve como indicador de cómo se comparan las simulaciones con el promedio de los datos observados. Es decir, un valor de KGE de 0 implica que las simulaciones no son mejores que si simplemente se hubiese tomado el promedio de los datos observados.<br>Un modelo hidrológico se considera satisfactorio si KGE > 0.50. |
| **Referencia** | Gupta et al. (2009). |

***Tabla 19.*** *Combinación de varios indicadores (OF). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| INDICADOR | 6. COMBINACIÓN DE VARIOS INDICADORES (OF) |
|---|---|
| **Fórmula** | Donde: $$OF = \sqrt{Ind_{norm_1}^{\ 2} + Ind_{norm_2}^{\ 2} + \cdots + Ind_{norm_n}^{\ 2}}$$ $$Ind_{norm_i}^{\ 2} = \frac{Ind_i - min(Ind_i)}{max(Ind_i) - min(Ind_i)}$$ |
| **Explicación** | Al tener varios indicadores de desempeño no es fácil elegir cuál es la mejor simulación necesariamente. En ocasiones, una simulación desempeña muy bien para un indicador, mientras que puede desempeñar mal para otro indicador. En ese caso se puede combinar el resultado de los diferentes indicadores en uno solo con la fórmula indicada. Para el caso de NSE y de KGE, cuyos óptimos están en 1, se utilizaría (1–NSE) y (1–KGE). Para PBIAS, que puede ser positivo o negativo, se utiliza el valor absoluto abs(PBIAS). Para los indicadores que tienen óptimos en cero (RMSE, RSR) se utiliza el indicador directamente. Antes de combinar los indicadores es necesario normalizarlos para que su magnitud diferente no genere mayor peso de uno o de otro. |
| **Interpretación** | El valor óptimo de dicha combinación es 0 y el peor valor tiende a +inf. Es decir, un valor de OF de 0 implica que un mismo set de parámetros es el mejor para todos los indicadores de desempeño. La mejor simulación es aquella que presenta el menor OF. |
| **Referencia** | Ochoa–Tocachi et al. (2019c). |

Simulaciones aceptables son aquellas que cumplen con los límites referidos para cada indicador **(Tabla 20)**. Según Moriasi et al. (2007), en general, un modelo de simulación puede juzgarse como satisfactorio si NSE > 0.50 y RSR < 0.70, y si PBIAS < ±25 % para modelación de caudal, PBIAS < ±55 % para modelación de sedimentos, y PBIAS < ±70% para modelación de calidad de agua, como nitrógeno y fósforo. Adicionalmente, se puede considerar satisfactorio si KGE > 0.50, por su similitud con NSE.

Se pueden tener varias combinaciones de parámetros que cumplen con los criterios de aceptabilidad y cualquiera de estas combinaciones de parámetros puede ser usada (principio de ***"equifinalidad"***, Beven, 2000). Si se utiliza un conjunto de resultados, en lugar de solamente un resultado único, es posible obtener intervalos de confianza/incertidumbre. En caso de que se requiera una única combinación de parámetros, la mejor simulación es aquella con el menor valor de OF (Ochoa–Tocachi et al., 2019c).

***Tabla 20.*** *Criterios de aceptabilidad de simulaciones basadas en su desempeño. Los indicadores de desempeño se calculan para cada una de las N combinaciones de parámetros. Fuente: Moriasi et al. (2007); Gupta et al. (2009); Ochoa–Tocachi et al. (2020a).*

| E | NSE | RMSE | RSR | PBIAS | KGE | OF | Interpretación |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | < 0.00 | alto | > 1.00 | > ±50% | < 0.00 | alto | pésima |
| 2 | < 0.50 | medio | > 0.70 | > ±25% | < 0.50 | medio | inaceptable |
| 3 | > 0.50 | bajo | < 0.70 | < ±25% | > 0.50 | bajo | aceptable |
| 4 | ~1 | ~0 | ~0 | ~0 | ~1 | ~0 | mejor simulación |
| … | … | … | … | … | … | … | |
| N | … | … | … | … | … | … | |

## Calibración ante la ausencia de datos

Cuando no existen datos locales de caudales u otras variables para realizar la calibración de un modelo, se pueden utilizar métodos de **predicción en cuencas no monitoreadas** (PUB por sus siglas en inglés). Los métodos PUB han sido investigados por más de una década en la ciencia hidrológica y buscan facilitar el proceso de modelación y estimación de variables hidrológicas ante la suencia de datos (Ochoa-Tocachi et al., 2016b). Métodos comunes involucran la regionalización de parámetros de modelos, en donde un modelo hidrológico es calibrado para una o varias cuencas cercanas o similares a la cuenca objetivo, y luego los parámetros calibrados son utilizados para modelar la cuenca sin datos. Otro método involucra la regionalización de indicadores hidrológicos, en donde se pueden utilizar indicadores hidrológicos tales como el coeficiente de escorrentía, el índice de caudal base, o la curva de duración de caudal como las funciones de medida del desempeño de los modelos (en lugar de indicadores como NSE, PBIAS, etc.) y realizar el proceso de calibración para ajustarse a los valores esperados de los indicadores hidrológicos. También se pueden calcular o calibrar valores de indicadores hidrológicos de cuencas cercanas o similares a la cuenca objetivo, y luego utilizarlos como funciones objetivo para la modelación de la cuenca sin datos. Varios otros métodos PUB existen para lidiar con el problema de la calibración de modelos en cuencas no monitoreadas. Finalmente, es necesario considerar que la calibración ante la ausencia de datos usando métodos PUB es más incierta que la calibración hidrológica más convencional. Se debe reportar si este es el caso para transparentar el nivel de incertidumbre asociada a los resultados del modelo hidrológico.

## Validación

Finalmente, si bien la calibración del modelo es un proceso de ajuste sistemático de los valores de sus parámetros, la ***validación*** del modelo se emplea para evaluar la confianza de los resultados, es decir, el rendimiento del modelo calibrado. Por lo general, el modelo se valida dentro de un periodo diferente al utilizado en calibración (Vaze et al., 2011). Por ejemplo, para la calibración y validación de un modelo de caudal se utiliza generalmente la estación hidrológica de menor cota o localizada al cierre de la cuenca modelada.

De acuerdo con recomendaciones de Klemeš (1986), la separación del periodo de datos diarios disponible para el estudio (serie de datos pequeña) corresponderá al 60 % para calibración y al 40 % para validación, independientemente de la serie de caudal que se use **(Figura 28)**. Es importante que la serie temporal muestre la existencia de un periodo húmedo y un periodo seco. Al inicio de la ejecución del modelo, se descarta un periodo de calentamiento ***("warm up")***. Luego de este periodo, las variables de salida del modelo se vuelven independientes o atenúan su efecto en razón de las condiciones iniciales asumidas (Mazzilli, Guinot, & Jourde, 2012).

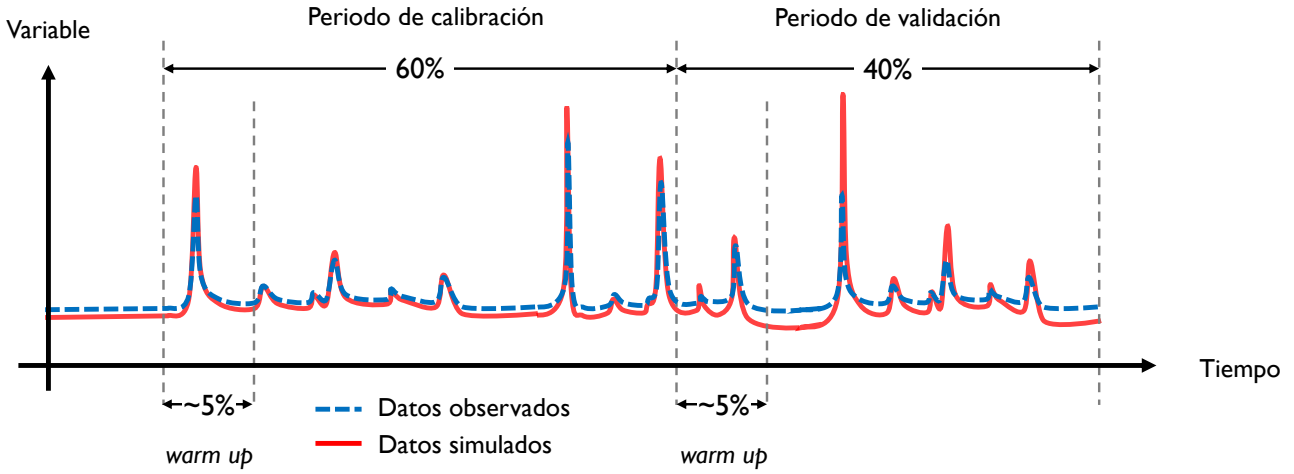



***Figura 28.*** *División de la serie de tiempo en periodos de calibración y validación y periodos de calentamiento (warm up). Fuente: Elaboración propia.*

Es importante insistir en la necesidad de calibrar y validar los modelos hidrológicos durante las aplicaciones de diseño y evaluación de proyectos. Si los modelos no están calibrados, es posible que los resultados obtenidos no sean realistas y, más bien, la información producida genere confusiones y malas recomendaciones en el proceso de toma de decisiones. Es común encontrarse con situaciones en las que no existen datos suficientes o de buena calidad para proceder con un ejercicio de calibración y validación. Sin embargo, aun con datos escasos, puntuales o débiles es posible mejorar en forma sustancial las simulaciones obtenidas con los modelos hidrológicos (Winsemius et al., 2009). Incluso en aquellas situaciones en las que no existen datos por completo, se puede calibrar un modelo hidrológico en otra zona geográfica, idealmente cercana, que presente condiciones lo más parecidas posible al lugar que se desea modelar. Esta opción deberá ser tomada en cuenta para aquellas situaciones más desafiantes. Es preciso considerar, además, que varios de los escenarios de modelación son escenarios hipotéticos. Es decir, la calibración y la validación solo pueden realizarse sobre el escenario base, que refleja las condiciones históricas y es la contraparte real de los datos observados. Es necesario no confundir la utilización de escenarios hipotéticos durante el ejercicio de calibración y validación para evitar sesgos y errores en el proceso de modelación hidrológica.


Foto: Michell Leon

# PASO 9a. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

## Análisis de sensibilidad manual y automático

Un ***análisis de sensibilidad*** es un proceso en el que se evalúa cómo cambian las salidas de un modelo ante variaciones en las entradas. Esta facilidad de cambio se conoce como ***"sensibilidad".*** Un método tradicional es el de efectuar variaciones (±5 %, ±10 %, ±20 %, etc.) a un parámetro en particular y observar cómo cambian los resultados frente a aquellas sin que se modifiquen los otros parámetros **(Figura 29).** Pero este método es muy *"costoso"* computacionalmente —donde las variaciones están definidas de manera discreta— y por lo general debe ser realizado en forma manual.

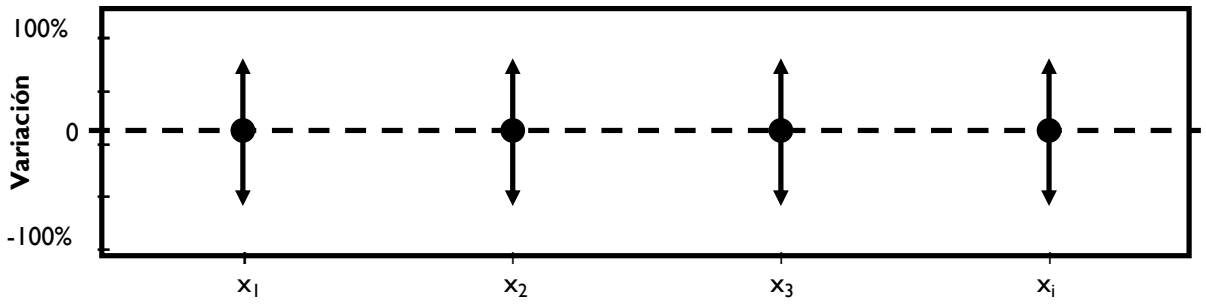



***Figura 29.*** *Análisis de sensibilidad manual de un modelo de simulación. Fuente: Ochoa–Tocachi (2020).*

Siguiendo el esquema de modelación automática planteado **(Figura 25)**, el proceso de análisis de sensibilidad se efectúa con los resultados de las simulaciones del modelo (etapa 3); es decir, reemplazamos el proceso de análisis de desempeño por un proceso de análisis de sensibilidad **(Figura 28).**

La matriz Y de resultados simulados es ingresada para evaluar cómo varía el desempeño de cada línea de simulación frente al conjunto de datos observados, o para observar cómo las variaciones (o las restricciones) en los parámetros de X influyen en las salidas del modelo. Del mismo modo, en lugar de analizar uno a uno los resultados producto de cada variación de parámetro, se analizan los N resultados juntos, de manera que se obtiene un vector **S** de dimensiones 1 x M, donde M es el número de parámetros analizados y S contiene los ***"indicadores de sensibilidad"*** para cada parámetro. Estos indicadores muestran: a) para qué parámetros el modelo es ***"más sensible"***; o b) qué parámetros son los ***"más influyentes"*** en las salidas del modelo. El proceso se puede efectuar una sola vez o, si no, repetir varias iteraciones para obtener intervalos de confianza o rangos para los indicadores de sensibilidad y así estar seguros de nuestra confianza en los resultados de cuán sensibles o influyentes son estos. De igual manera que con la calibración automática, la ventaja reside en que el proceso de análisis de sensibilidad automática es N veces más eficiente que el análisis manual y puede arrojar resultados óptimos en una sola ejecución. Además, hace uso de los mismos datos (matrices de parámetros y simulaciones) que se utilizan en la calibración automática, por lo que este proceso garantiza continuidad y consistencia durante un proceso de modelación.

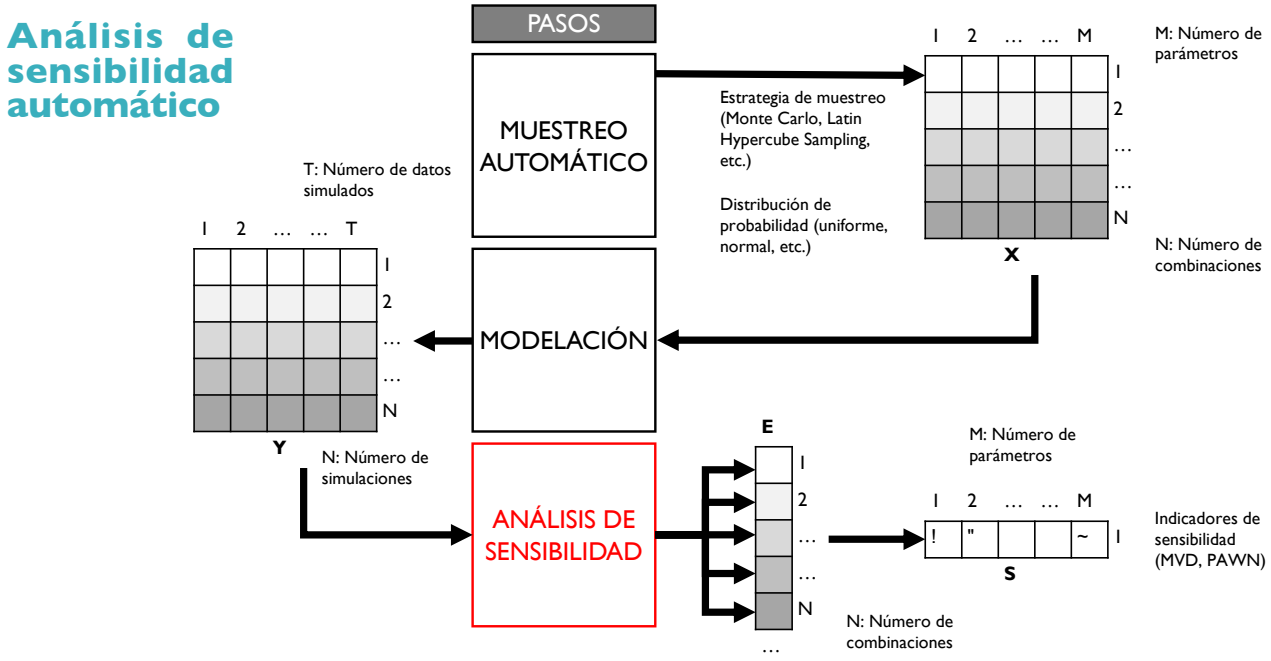



***Figura 30.*** *Análisis de sensibilidad automática de un modelo de simulación. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020b).*



***"Un análisis de sensibilidad es un proceso en el que se evalúa cómo cambian las salidas de un modelo ante variaciones en las entradas".***

Hay varios métodos de análisis de sensibilidad. En este documento nos enfocamos en dos métodos complementarios: análisis de sensibilidad regional (RSA: Sieber & Uhlenbrook, 2005; Spear & Hornberger, 1980) y análisis de sensibilidad basada en distribución de salida (PAWN: Pianosi & Wagener, 2015, 2018).

## RSA: Análisis de sensibilidad regional

El método de ***análisis de sensibilidad regional (RSA)*** busca identificar la influencia de los parámetros sobre el desempeño del modelo. Como se indicó antes, en la etapa 1 del esquema de modelamiento, el muestreo aleatorio de un parámetro se realiza dentro de un rango de valores MÍN–MÁX, con una distribución de probabilidad por lo general uniforme. Esto equivale a una línea 1:1 en el gráfico de probabilidad **(Figura 26)**. Estos diferentes N valores de un parámetro producen resultados mejores o peores en un indicador de desempeño (puntos azules en la **Figura 31**). Para evaluar el desempeño de un modelo, generalmente utilizamos umbrales que determinan cuándo una simulación es aceptable (***"cumple"*** el umbral) o no aceptable (***"no cumple"*** el umbral) (**Tabla 20**). El conjunto inicial de parámetros es dividido entre estos dos grupos, dependiendo de cómo cada una de las filas de la matriz E de desempeño es mejor o peor que dicho umbral (puntos rojos en la **Figura 31**).

$$E_{i,j} < \text{umbral}(j)$$

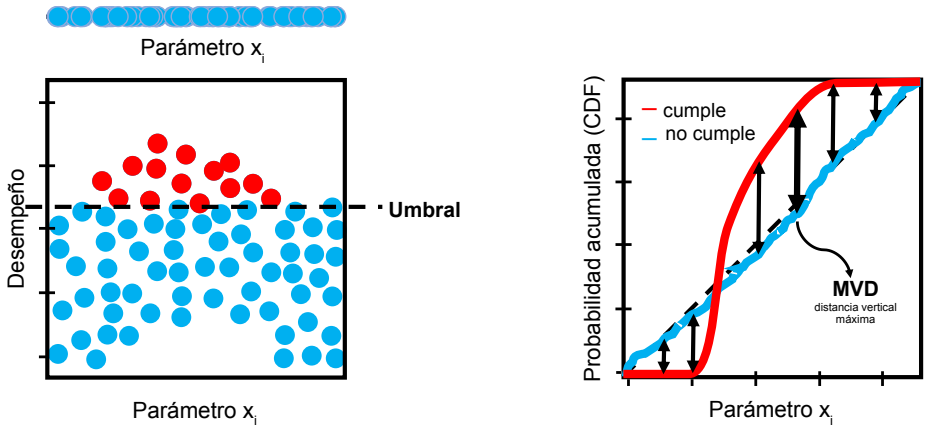



***Figura 31.*** *Concepto del análisis de sensibilidad regional (RSA). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020b).*

Asimismo, estos dos subconjuntos de parámetros tienen distribuciones de probabilidad propias, y eso lo evidenciamos a través de las curvas de probabilidad acumulada (curvas CDF, **Figura 31**). El método evalúa las diferencias entre las CDF de los parámetros que "cumplen" versus los que "no cumplen" el umbral de desempeño. Si las CDF se diferencian en forma considerable, entonces decimos que "el desempeño del modelo es sensible al parámetro". Para medir esto de manera objetiva se utiliza una medida cuantitativa; por ejemplo, el índice Kolmogorov–Smirnov (Kolmogorov, 1933; Smirnov, 1939), que determina la ***distancia vertical máxima*** (MVD por sus siglas en inglés) entre las dos curvas CDF.

$$MVD(x_i) = \max_{x_i} \left| CDF_{xi|Ycumple}(x_i) - CDF_{xi|Yno_cumple}(x_i) \right|$$

Se realiza este ejercicio para cada parámetro xi, lo que refleja qué tan sensible es el desempeño del modelo al parámetro. Se repite el ejercicio usando remuestreo o *bootstrapping* (Efron, 1979; Efron & Tibshirani, 1993). ***Bootstrapping*** es un método que aproxima la incertidumbre en el cálculo de la matriz S de indicadores de sensibilidad, valiéndose de subgrupos de combinaciones de parámetros que son usados iterativamente en los cálculos de los indicadores. Si durante cada recálculo el indicador, efectivamente, varía su valor, entonces se genera un rango de incertidumbre alrededor de ese indicador. Por lo general, esto se realiza para proveer indicadores con un intervalo de confianza del 95 % **(Figura 32)**

MVD es una medida absoluta; es decir, tiene un valor con significado per se, independientemente de las unidades de la matriz X (parámetros) o de E (función objetivo de desempeño, como NSE, PBIAS, etc.). Por definición, MVD está en un rango entre 0 y 1 **(Figura 32)**:

- Mientras más alto el indicador MVD de un parámetro, más alta la sensibilidad del modelo para ese parámetro;
- Si MVD es igual a 0, el modelo no es sensible al parámetro; es decir, las dos curvas CDF (entre los parámetros que cumplen y los que no cumplen) son exactamente iguales;
- Si MVD es igual a 1, el modelo es muy sensible al parámetro; las dos curvas CDF son "mutuamente excluyentes" (el mismo valor de un parámetro tiene una probabilidad de 0 en una CDF y de 1 en la otra).

Si no se determinan valores que se diferencien por el umbral, se debe cambiar el umbral **(Figura 32)**.

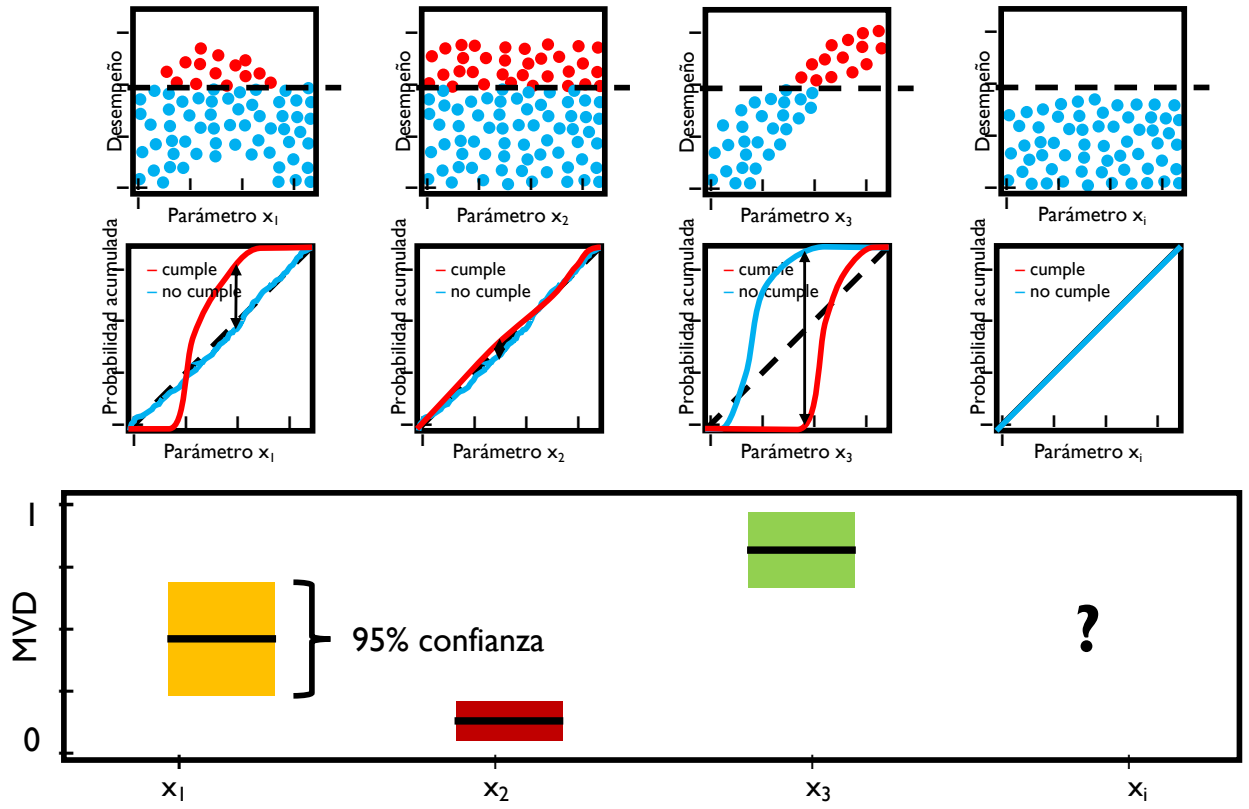



***Figura 32.*** *Ejemplos de resultados de indicadores de sensibilidad MVD, producto del análisis de sensibilidad regional. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020b).*

Es necesario considerar que no siempre es posible contar con un indicador de desempeño ("cumple" y "no cumple") para proceder a un análisis de sensibilidad con base en desempeño; por ejemplo, cuando no existen observaciones contra las cuales validar el modelo. En estos casos solo se requiere saber qué parámetros influyen en el resultado del modelo, independientemente de si dichos resultados son buenos o malos. Otra consideración es que el RSA produce un análisis entre resultados que "cumplen" y "no cumplen", producto de la interacción de todos los parámetros juntos en la combinación. Sin embargo, en ocasiones se requiere saber simplemente la influencia de modificar un parámetro en específico o la de no modificar un parámetro en específico. Una alternativa para ello es el método PAWN.

## PAWN: Sensibilidad basada en distribución de salida

El ***método PAWN*** (Pianosi & Wagener, 2015, 2018) divide en grupos las salidas resultado de las N combinaciones de parámetros: incondicional (puntos rojos en la **Figura 33**) y condicionales (subconjuntos grises en la **Figura 33**) a un parámetro xi analizado. El subconjunto ***"incondicional"*** es un submuestreo de la matriz original X que busca mantener al máximo la variabilidad en las combinaciones de los M parámetros, de manera que la distribución de probabilidad acumulada (CDF) de las salidas del modelo se asemeje lo más posible a la distribución de probabilidad acumulada (CDF) total. Nótese que en este método hablamos de la distribución de probabilidad de la salida del modelo **(Figura 33)** y no de la de los parámetros de entrada, como es el caso del método RSA.

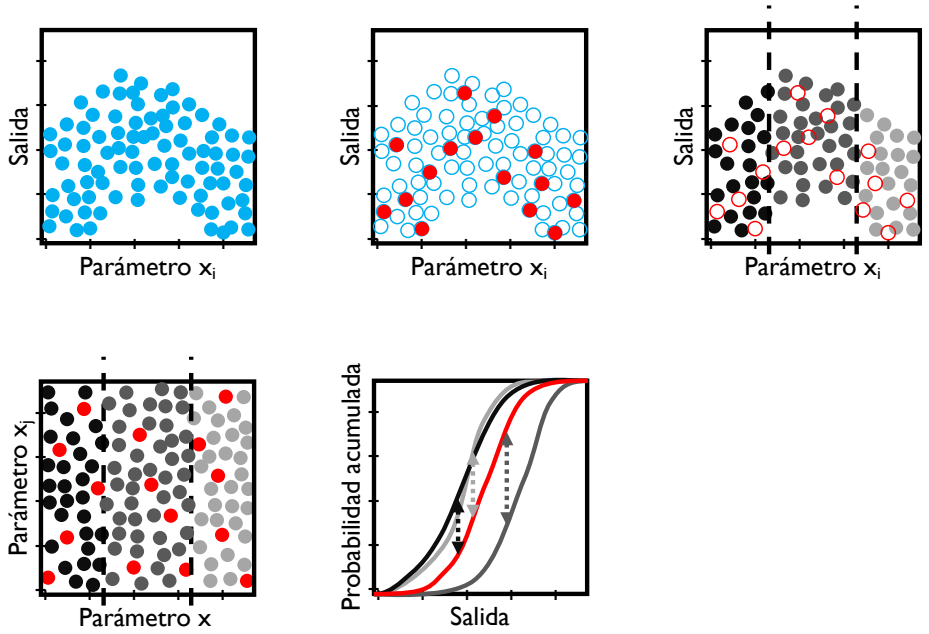



***Figura 33.*** *Concepto del análisis de sensibilidad basada en distribución de salida (PAWN). Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020b).*

Luego de remover el subconjunto "incondicional", las combinaciones restantes son divididas en grupos ***"condicionales"*** al parámetro xi analizado. Estos grupos representan lo que sucedería si se conociera el valor de un parámetro en específico y se lo "fijase" en ese valor conocido, o también representan el efecto de reducir el rango de muestreo del parámetro a un tamaño mucho más estrecho. Estos subconjuntos condicionales se obtienen solo para el parámetro xi analizado, mientras que se deja que los otros M-1 parámetros varíen libremente dentro de sus rangos posibles **(Figura 33)**. Es decir, se "elimina la incertidumbre" alrededor del parámetro xi para observar cómo cambian las salidas del modelo sin dicha incertidumbre.

Luego se determinan las distribuciones de probabilidad de las salidas del modelo, resultado de los grupos incondicional y condicionales de xi **(Figura 33)**. Asimismo, para cuantificar usamos la distancia vertical máxima (índice Kolmogorov–Smirnov) entre la curva CDF incondicional y las curvas CDF condicionales.

$$KS(x_i) = \max_{y} \left| CDF_y(y) - CDF_{y|xi}(y) \right|$$

Finalmente, esto resulta en un conjunto de valores de KS igual al número de subgrupos condicionales generados (por ejemplo, n=10). Pianosi & Wagener (2015, 2018) recomiendan usar una estadística (p. ej., mediana o máximo) de este conjunto de KS sobre todos los posibles valores obtenidos al condicionar xi para derivar el indicador se sensibilidad PAWN.

$$PAWN(x_i) = \underset{x_i}{stat}[KS(x_i)]$$

Por definición, PAWN está en un rango entre 0 y 1 **(Figura 34)**:

- Mientras más alto el indicador PAWN de un parámetro, más alta es la influencia de ese parámetro para el modelo;
- Si PAWN es igual a 0, entonces el parámetro no tiene influencia en la salida del modelo.

El impacto de los errores en las aproximaciones numéricas se estima usando un parámetro ***"dummy"*** que, en principio, no debe afectar la variabilidad de la salida del modelo. El valor de sensibilidad PAWN para el parámetro *dummy* se utiliza para dar contexto al resto **(Figura 34)**:

- si PAWN para un parámetro xi es mucho mayor que el PAWN dummy, entonces el parámetro es "influyente";
- si PAWN para un parámetro xi es igual o incluso menor que el PAWN *dummy*, entonces el parámetro es "no influyente".

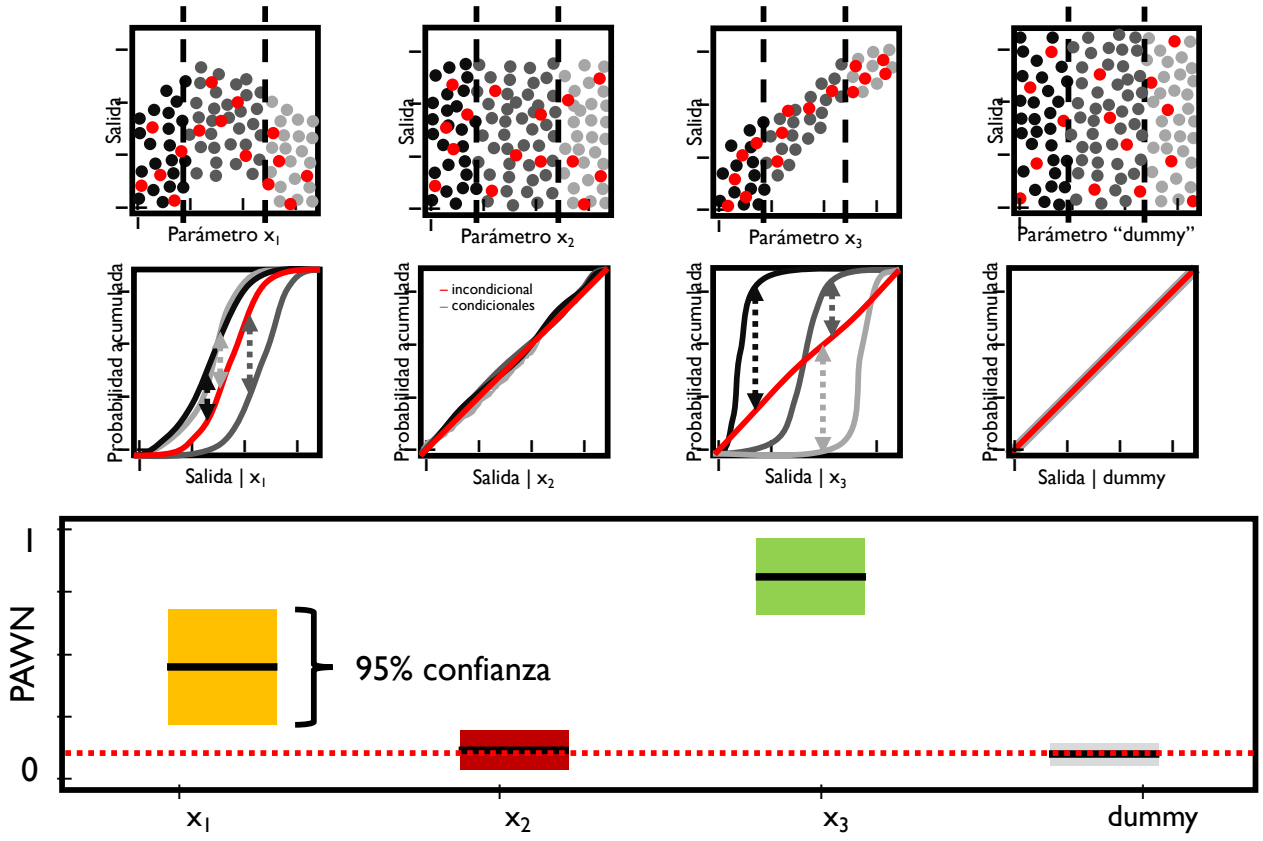



***Figura 34.*** *Ejemplos de resultados de indicadores de sensibilidad PAWN, producto del análisis de sensibilidad basada en distribución de salida. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2020b).*

Asimismo, se repite este ejercicio para cada parámetro xi, lo que refleja qué tan influyente es el parámetro xi en la salida evaluada del modelo. Se repite el ejercicio usando *bootstrapping* para proveer indicadores con un intervalo de confianza, usualmente, del 95 % **(Figura 34)**.

## Diferencias entre los métodos RSA y PAWN

Ambos métodos, RSA y PAWN, usan CDF para el análisis de sensibilidad, pero de manera diferente **(Tabla 21)**.

***Tabla 21.*** *Diferencias entre los métodos de análisis de sensibilidad RSA y PAWN. Fuente: Ochoa–Tocachi (2020).*

| RSA | PAWN |
|---|---|
| RSA determina qué tan sensible es el desempeño del modelo para un parámetro xi. | PAWN determina qué tan influyente es un parámetro sobre las salidas resultantes del modelo. |
| RSA se enfoca en cómo cambian las distribuciones de probabilidad de un parámetro xi de entrada mientras varía la salida del modelo ("cumple" o "no cumple"). $E_{i,j} < \text{umbral}(j)$ | PAWN se enfoca en cómo cambia la distribución de probabilidad de la salida del modelo mientras se condiciona un parámetro xi de entrada (al remover la incertidumbre alrededor del parámetro). |
| RSA cuantifica diferencias en los CDF de las entradas del modelo (parámetros del modelo), usando la ecuación: $MVD(x_i)=\max_{x_i}\lvert CDF_{xi\lvert Ycumple}(x_i) - CDF_{xi\lvert Yno_cumple}(x_i)\rvert$ | PAWN cuantifica diferencias en los CDF de las salidas del modelo (variable de salida o función objetivo), usando la ecuación: $KS(x_i) = \max_{y}\lvert CDF_y(y) - CDF_{y\lvert xi}(y)\rvert$ Y el indicador de sensibilidad PAWN se obtiene de una estadística (p. ej., máximo, mediana, mínimo) sobre todos los valores obtenidos de KS para el parámetro xi. $PAWN(x_i)=\underset{x_i}{STAT}[KS(x_i)]$ |
| RSA requiere de indicadores de desempeño para determinar subconjuntos de combinaciones de parámetros que "cumplen" o "no cumplen" un criterio de desempeño. | PAWN no requiere de indicadores de desempeño, sino que divide las combinaciones de parámetros en subconjuntos "incondicionales" y "condicionales" a un parámetro ***xi***. |
| RSA permite diferenciar entre aquellos parámetros que efectivamente producen buenas simulaciones, con el fin de obtener combinaciones de parámetros que son aceptables en un proceso de calibración. | PAWN no permite diferenciar qué combinaciones de parámetros producen buenos o malos resultados. Lo que permite es identificar qué parámetros son los más influyentes para poner más énfasis en determinar o en medir sus valores óptimos en un proceso de calibración. |

## Utilidad del análisis de sensibilidad

Un análisis de sensibilidad puede servir como una herramienta de toma de decisiones para pronosticar el éxito o fracaso de alternativas de proyectos de infraestructura natural de manera transparente y eficiente. Al estudiar cómo las diferentes variables influyen en los posibles resultados, se pueden tomar mejores decisiones respecto a qué alternativas de proyecto son más beneficiosas (o menos perjudiciales) para la infraestructura natural y los servicios ecosistémicos producidos. Asimismo, el análisis de sensibilidad posibilita multiplicar los resultados de los escenarios modelados, de manera que se pueden considerar subescenarios producto de las variaciones individuales y grupales de los parámetros del modelo para cada uno de los escenarios de modelación. De modo complementario, el análisis de sensibilidad permite identificar los pros y contras de diferentes alternativas, así como efectuar prospecciones tempranas de los resultados esperados por las intervenciones. Esto es particularmente útil para definir metas más realistas para los indicadores de éxito o fracaso de los proyectos, basadas en escenarios extremos de modelación para las intervenciones de infraestructura natural.

Los análisis de sensibilidad también permiten identificar errores y problemas en el proceso de modelación en sí mismo. Si un modelo produce resultados contraintuitivos debido a cambios en un parámetro, es posible que las ecuaciones del modelo, su estructura o su base conceptual o perceptual estén erradas. Por ejemplo, la capacidad de infiltración y de almacenamiento de agua en el suelo es un factor importante para la regulación hidrológica; si se alteran parámetros en el modelo que representan dichas propiedades, se esperan resultados basados en este entendimiento conceptual. Un aumento en la capacidad de infiltración y en el almacenamiento del suelo debería producir una reducción en los caudales de crecida y un aumento en los caudales base. Si no es así, es prudente revisar qué está sucediendo en los cálculos del balance hídrico y que pudiera producir un resultado contrario.

Del mismo modo, un análisis de sensibilidad hace posible identificar si un modelo es la mejor herramienta para el ejercicio en cuestión. Si una intervención sobre la infraestructura natural modifica ciertas características del paisaje que son conocidas, el modelo debe ser capaz de representar esos cambios. Si los resultados del modelo no son sensibles a los cambios en los parámetros que representan esas características, es prudente considerar otros modelos en los cuales esa sensibilidad sea mayor. Esto no con el fin de maximizar las diferencias debidas a los cambios producidos por las intervenciones, sino con la finalidad de utilizar un modelo que sea capaz de vincular, de manera robusta y basada en evidencia, los cambios producidos por las intervenciones con los servicios ecosistémicos priorizados.

Finalmente, los análisis de sensibilidad permiten optimizar la asignación de recursos, sea en modelación o en generación de información en campo. Si existen parámetros que son muy influentes en los resultados del modelo, es prudente enfocar los esfuerzos de calibración y validación en esos parámetros, de manera que se puedan obtener las mejores estimaciones de valores realistas para el ejercicio de modelación. De forma similar, no se recomienda invertir demasiado tiempo y recursos en la calibración de parámetros a los que el modelo no es sensible. Más aún, si aquellos parámetros a los que el modelo es sensible son muy relevantes para el ejercicio de modelación de infraestructura natural, es recomendable invertir esfuerzos en la generación de datos observados en campo de esos parámetros particulares, de manera que el modelo hidrológico pueda ser informado con estos datos para mejorar los resultados. De este modo, el análisis de sensibilidad se vuelve una herramienta útil para mejorar los esfuerzos de monitoreo *in situ*.

Un análisis de sensibilidad puede ser utilizado como:

- **Una herramienta de toma de decisiones.** El análisis de sensibilidad produce pronósticos respaldados por datos de diferentes escenarios o subescenarios de modelación generados por los diferentes valores asignados a las variables y datos de entrada al modelo.

- **Una herramienta de prospección.** El análisis de sensibilidad puede ayudar a ajustar metas hidrológicas realistas para definir expectativas confiables producto de las intervenciones en los indicadores de resultados propuestos.

- **Una herramienta de identificación de errores.** Con el análisis de sensibilidad se puede identificar si un modelo genera resultados contraintuitivos a la teoría o expectativa hidrológica, estudiando los efectos que tienen las variaciones de los parámetros en las tendencias esperadas de los resultados obtenidos.

- **Una herramienta de control de calidad.** Un análisis de sensibilidad permite también conocer si el modelo hidrológico utilizado es de veras capaz de captar y representar los impactos de las intervenciones sobre los indicadores esperados. Si un modelo no es sensible a las características importantes, puede no ser tan útil.

- **Una herramienta de optimización de recursos.** El análisis de sensibilidad posibilita identificar los parámetros y datos que tienen mayor influencia o impacto sobre los resultados. Esto permite enfocar los esfuerzos de calibración, validación, e incluso de generación de datos observados en campo, en estos parámetros más influyentes.



Foto: Carlos Palacios Núñez



Foto: Carlos Palacios

## PASO 9B. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE

Un ***análisis de incertidumbre*** investiga el efecto de los errores en las variables relevantes para los problemas de toma de decisiones. En otras palabras, un análisis de incertidumbre apunta a hacer una contribución técnica a la toma de decisiones a través de la cuantificación de los errores en las variables relevantes. La ***"incertidumbre"*** se refiere a anomalías o errores producto de información imperfecta o desconocida. Se aplica a las predicciones de eventos, a las mediciones físicas que ya se han realizado o a lo desconocido. La incertidumbre también está asociada a los errores de aproximación o errores numéricos en el cálculo de las ecuaciones del modelo, en comparación con los valores reales o teóricos esperados.

***"Un análisis de incertidumbre apunta a hacer una contribución técnica a la toma de decisiones a través de la cuantificación de los errores en las variables relevantes".***

Debido a varias fuentes de incertidumbre, no es posible determinar de forma ciento por ciento exacta cuál será el resultado absoluto de las características de cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos hídricos producidas por las intervenciones sobre la infraestructura natural bajo los escenarios futuros (tiempo T2 en la **Figura 35**). El modelo hidrológico debe ser capaz de procesar la incertidumbre de varias fuentes –desde la información de entrada– debido a la estructura misma del modelo –y a la variabilidad natural de la cuenca– para generar un rango de supuestos que implica una gama de potenciales futuros. De esta forma, se puede determinar una función de probabilidad asimilando estas posibles realizaciones **(Figura 35)**, de la que se puede estimar cuál es el resultado más probable y cuál es el rango de variabilidad determinado con cierto nivel de confianza, usualmente del 90 % o del 95 %. Este nivel de confianza está determinado por la probabilidad de que el valor estimado de la variable analizada se encuentre dentro de un rango determinado o ***"intervalo de confianza"***.

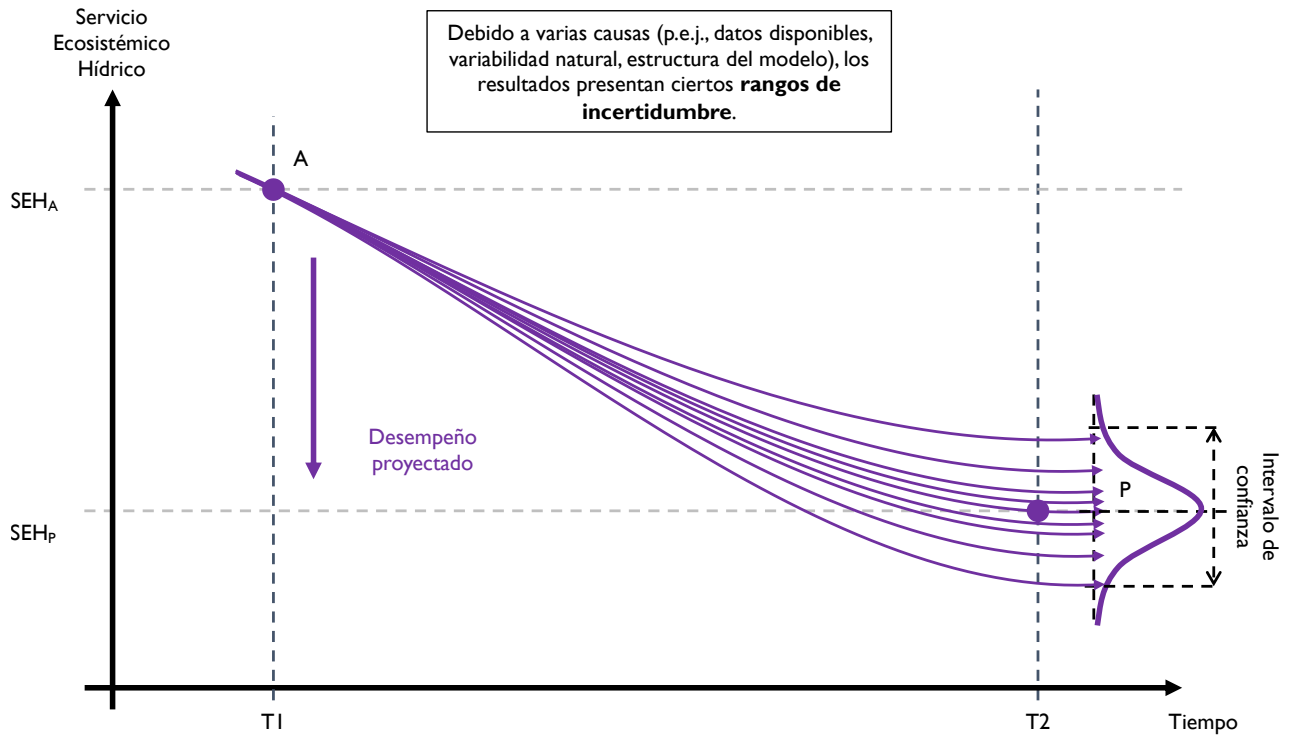



***Figura 35.*** *Incertidumbre en las proyecciones de desempeño del servicio ecosistémico hídrico en el futuro. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

Se debe aclarar que la incertidumbre no es algo exclusivo de la modelación de la infraestructura natural. Muchas veces, los análisis de infraestructura gris convencional usan resultados de un modelo hidrológico calibrado manualmente, en ocasiones ignorando o suponiendo que no existe ninguna incertidumbre asociada. La modelación hidrológica debe ser vista por sí misma como una herramienta útil pero también incierta. Para usarla de manera inteligente en la toma de decisiones, es necesario transparentar las fuentes de error, analizar en forma crítica los resultados obtenidos y reconocer que hay la probabilidad de que los valores reales se encuentren fuera del intervalo de confianza obtenido con la modelación.

## Fuentes de incertidumbre

Efectuar simulaciones es un ejercicio que involucra de manera inherente el manejo de incertidumbre; es imposible eliminarla por completo, dado que proviene de varias fuentes. Las proyecciones o evaluaciones ex ante requieren considerar suposiciones acerca de cómo cambiarán las variables del sistema hidrológico en el futuro, producto de las intervenciones sobre la infraestructura natural propuestas. Estas suposiciones se fundamentan en diferentes fuentes de información, las que a su vez están asociadas a diversos niveles de incertidumbre. Por ejemplo, una simulación ex ante puede considerar que las tasas de infiltración de agua en el suelo aumentarán en 10 % por efecto de las intervenciones propuestas en una zona de interés. Esta suposición podría tener diferentes grados de confianza: (i) podría ser realizada cualitativamente, con base en un ***"criterio experto"*** y experiencia; (ii) podría estar basada en información cuantitativa secundaria, obtenida de documentos publicados, informes de otros sitios o publicaciones científicas; o (iii) podría basarse en información primaria, obtenida en el sitio de interés aplicando metodologías estandarizadas para la colección de datos con fines de evaluación. En todo caso, la generación de escenarios para la modelación hidrológica es un ejercicio que introduce incertidumbre, pues requiere realizar predicciones acerca de cómo serán las condiciones futuras del sistema hidrológico: clima; tipos y extensión de vegetación; parámetros hidrológicos; o manejo e intervención humana. En toda predicción del futuro existe incertidumbre.



***"En toda predicción del futuro existe incertidumbre".***

Todavía hay grandes vacíos en la evidencia científica acerca de los cambios producidos por efecto de las intervenciones sobre la infraestructura natural (p. ej., ver las revisiones sistemáticas de Bonnesoeur et al., 2019; Locatelli et al., 2020; Willems et al., 2021; Molina et al., 2021; Mosquera et al., 2021). Para muchos de los servicios ecosistémicos hídricos se desconocen aún cuáles son los efectos potenciales de las intervenciones debido a que no se han monitoreado o estudiado suficientemente sus cambios o, incluso, las condiciones de base iniciales. En muchas ocasiones, un limitado conjunto de estudios refleja indicios de la dirección de los impactos (incremento o reducción en la producción de servicios ecosistémicos), pero no se conoce la magnitud exacta de los cambios. Aun cuando los estudios son abundantes, pueden existir contradicciones y controversias en la información reportada, debido a la influencia de diversos factores que convergen en las condiciones locales de los sitios de estudio y que determinan la dirección de los impactos. En estos casos es necesario generar información primaria del sitio de interés, que permita identificar las características que pueden determinar estas diferencias. Finalmente, aun cuando existe consenso en la evidencia científica acerca de la dirección y magnitud de los cambios sobre los servicios ecosistémicos en sitios específicos, es difícil extrapolar esta información a los sitios de interés. Varios estudios recogen información en un espacio limitado, bajo escalas y condiciones específicas o controladas, tales como cobertura vegetal, tipo de suelo y clima. Entonces, la limitada información existente y los vacíos de información introducen incertidumbre en los modelos hidrológicos que la incorporan para la generación de simulaciones de escenarios.

Aun cuando exista confianza en la información ingresada en un modelo hidrológico, el modelo por sí mismo puede introducir errores en los cálculos. Estos errores pueden originarse en el hecho de que las ecuaciones utilizadas son, en sí mismas, una simplificación del sistema real y, por lo tanto, sacrifican exactitud en dicha representación. Existe un compromiso entre la complejidad de las ecuaciones que utilizan los modelos y su versatilidad y operatividad, dadas las limitadas características computacionales, técnicas o de tiempo disponibles para generar las simulaciones. Aun si las ecuaciones fuesen muy complejas, con el fin de representar mejor los procesos reales, la computación de dichas ecuaciones es inexacta debido a errores de aproximación o errores numéricos durante los cálculos efectuados. El error de aproximación o error numérico es una medida del ajuste o del cálculo de una magnitud con respecto al valor real o teórico que dicha magnitud tiene. Un aspecto importante de los errores de aproximación es su estabilidad numérica, estabilidad que se refiere a cómo dentro de un algoritmo de análisis numérico el error de aproximación es propagado dentro del propio algoritmo. En todos los problemas es fundamental hacer un seguimiento de los errores introducidos, cometidos y generados, a fin de poder estimar el grado de aproximación de la solución que se obtiene y su "intervalo de confianza" o su ***"nivel de incertidumbre"***. Los errores asociados a los cálculos numéricos se originan en dos factores principales: 1) errores inherentes a la formulación del problema; y 2) consecuencia del método empleado para encontrar la solución del problema.

El primer tipo de error ***(error de formulación)*** se cuantifica como la diferencia entre el valor real de una variable y el valor aproximado de esta, producto de la simulación del modelo. Una fuente de este tipo de errores se origina en la imprecisión de los datos físicos: constantes físicas y datos empíricos. Los datos medidos no son precisos a causa de los instrumentos utilizados; por ejemplo, la medida exacta del nivel de agua en un río puede ser 24.5 cm, pero si una regleta no mide decimales, el valor puede ser redondeado a 25 cm. Del mismo modo, si un observador introduce errores humanos en las mediciones, ellos serán asimilados en el modelo. Los errores en la medida de los datos empíricos tienen un carácter por lo general aleatorio, y su tratamiento analítico es imprescindible para contrastar el resultado obtenido computacionalmente.

En lo que se refiere al segundo tipo de error ***(error computacional)***, tres son sus fuentes principales:

a) Equivocaciones en la realización de las operaciones. Es decir, no es despreciable la probabilidad de que el modelador calcule como correcto un resultado erróneo. Además, la presencia de ***"bugs"*** no detectados en el software del modelo puede causar errores de este tipo. Estos errores se denominan **"errores de bulto"**.

b) El error causado por resolver el problema no como se ha formulado, sino mediante algún tipo de aproximación; por ejemplo, la aproximación de una integral mediante una suma finita de los valores de una función, o la resolución de una ecuación diferencial reemplazando las derivadas por una aproximación de diferencias finitas. Este tipo de error se denomina **"error por truncamiento"**, ya que resulta de interrumpir un proceso infinito para reemplazarlo por uno finito.

c) La última fuente de error computacional se presenta cuando los cálculos aritméticos no pueden realizarse con precisión ilimitada. Muchos números requieren infinitos decimales para ser representados en forma correcta; sin embargo, para operar con ellos es necesario redondearlos (p. ej., reemplazar el número $\pi$ por el valor de 3.14). Incluso algunas operaciones aritméticas pueden originar errores; por ejemplo, las divisiones a veces producen números que deben ser redondeados, mientras que las multiplicaciones podrían dar lugar a más dígitos de los que se pueden almacenar en la memoria del computador. El error que se introduce al redondear un número se denomina **"error de redondeo"**.

Considerando que hay varios factores que contribuyen a las predicciones efectuadas en un modelo hidrológico, es conveniente clasificar las fuentes debido a que no todos los métodos de estimación de incertidumbre analizan todas las fuentes existentes. La incertidumbre total de las predicciones de un modelo se puede conformar por una variedad de fuentes de incertidumbre (p. ej., Gupta et al., 2005), y pueden clasificarse de la siguiente manera (Montanari, 2007; Solomatine & Wagener, 2011):

**a) Incertidumbre del modelo perceptual.** Es la abstracción en la mente del sistema hidrológico, que luego se traduce en el modelo conceptual (numérico) (ver la sección 1.5, "Desarrollo de modelos hidrológicos"). Un ejemplo común en los Andes es la forma en que se abstrae nuestro entendimiento del funcionamiento hidrológico de un bofedal. Si bien podría haber consenso en que un bofedal actúe como un reservorio, el agua almacenada en este puede provenir de una fuente de agua subterránea o agua superficial. Proceder en la parametrización con una suposición de que el agua almacenada en un bofedal es exclusiva de agua superficial podría traer problemas más adelante en el balance hidrológico o producir inconsistencias con valores observados.

**b) Incertidumbre de los datos y escenarios.** Aquí se pueden incluir datos observados o no observados. Ejemplos simples de datos observados incluyen incertidumbres de medición de precipitación y caudal e incertidumbre de interpolación de precipitación. Por otro lado, una incertidumbre de datos no observados puede constituir escenarios de modelamientos futuros, los cuales se basan en suposiciones de cómo cambiará el sistema en el futuro.

**c) Incertidumbre de la estimación de parámetros.** Corresponde a la incapacidad de localizar un único conjunto de mejores parámetros de modelo basados en la información disponible, incapacidad también conocida como equifinalidad (Beven, 2006; ver la sección "Método GLUE").

**d) Incertidumbre estructural del modelo.** Es la introducida a través de simplificaciones, inexactitudes y ambigüedades de la descripción de los procesos reales.

## Propagación de incertidumbre

Es claro que las mediciones cumplen un papel importante para la calibración y validación de modelos hidrológicos. De igual manera, los escenarios cumplen una función significativa para observar cómo se comportará el sistema en el futuro. Aun así, es necesario reconocer que esta información de entrada está asociada a incertidumbre. La incertidumbre de datos hidrológicos varía típicamente entre el 10 % al 40 %, pero puede ser incluso mayor del 100 %, dependiendo del tipo de dato específico (McMillan, 2018). Los escenarios se construyen a partir de suposiciones y modelos sobre cómo cambiará el uso de suelo, la demanda de agua o el clima. Estas predicciones tienen grandes incertidumbres asociadas **(Figura 36)**.

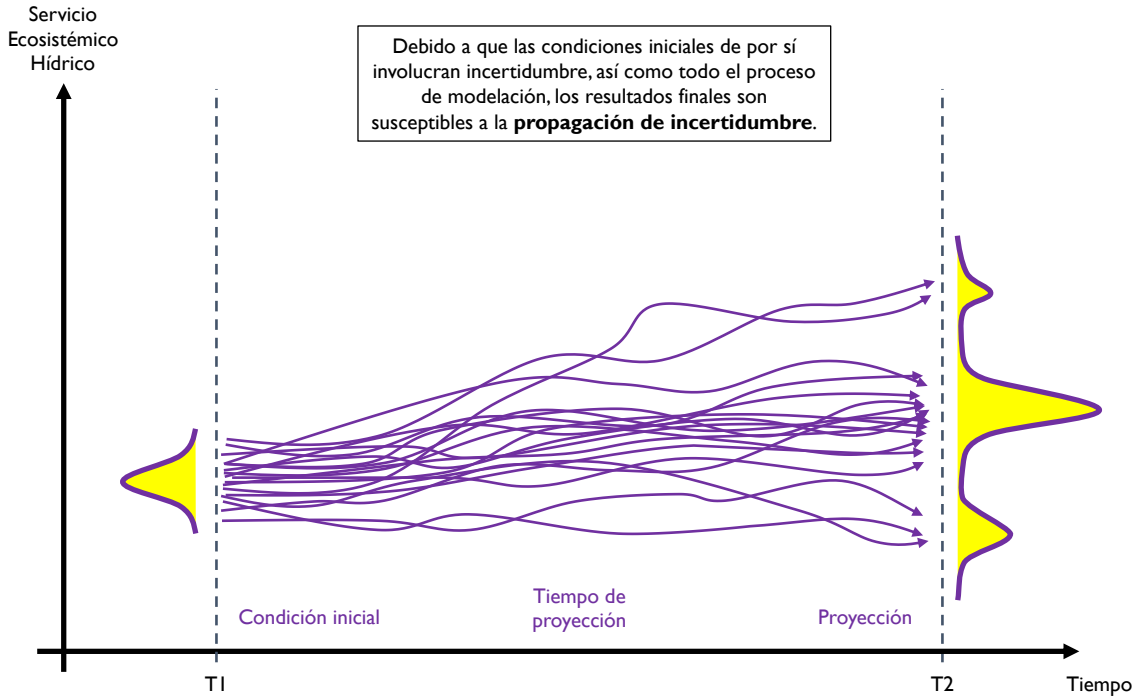



***Figura 36.*** *Propagación de incertidumbre de una variable desde las condiciones iniciales hasta los resultados de predicción. Adaptado de: ECMFW (2017).*

No es común evaluar el impacto de todas las incertidumbres agregadas, a causa de que la incertidumbre total de la predicción será tan alta que hará imposible tomar una decisión en este caso. Sin embargo, a veces es útil entender el impacto de la calidad de información de entrada en la incertidumbre total de la predicción, aunque esta última no se calcule. Por ejemplo, se puede cuantificar la incertidumbre de medición de una estación hidrométrica en los resultados de un modelo hidrológico. Los vertederos triangulares "tipo V" tienen alta precisión para la medición de caudales bajos, pero su incertidumbre aumenta para la medición de caudales altos (Herschy, 2009; ISO 18365, 2013). Las observaciones de caudales extremos, las cuales son usadas para calibrar modelos de inundaciones, pueden ser utilizadas para evaluar el efecto de la incertidumbre de este tipo de estaciones en las predicciones realizadas. En ocasiones, la ***propagación de incertidumbre*** de las variables de entrada puede ser mayor que la incertidumbre asociada a la estimación de valores de los parámetros (Kavetski et al., 2006).



***"La propagación de incertidumbre de las variables de entrada puede ser mayor que la incertidumbre asociada a la estimación de valores de los parámetros".***

## Métodos de análisis de incertidumbre

Sin importar qué modelos hidrológicos se utilicen, las tomadoras y tomadores de decisión deben estar conscientes de la incertidumbre inherente en las predicciones modeladas, es decir, de que los modelos producen estimaciones de los servicios ecosistémicos y de los impactos de las intervenciones en infraestructura natural que están basadas en datos y suposiciones, los cuales acarrean incertidumbre propia. Bullock & Ding (2018) proponen tres enfoques para el análisis de la incertidumbre:

- Obtener datos reales sobre la producción y flujo de los servicios ecosistémicos modelados. Aun si hay poca información disponible, se deben evaluar las salidas de los modelos con estos datos. Si los modelos no son de un nivel aceptable de precisión, entonces se debe pensar en hacer uso de modelos alternativos u otros valores de parámetros calibrados para mejorar el ajuste del modelo a los datos reales.

- Correr ensamblajes de modelos. Esto significa correr múltiples modelos para un mismo ejercicio y utilizar la media de los valores resultantes entre los modelos para tomar una decisión, o evaluar las variaciones entre los resultados de los diferentes modelos como una medida de la incertidumbre.

- Tratar la modelación como un proceso continuo. Esto significa correr los modelos y servirse de ellos para tomar las decisiones necesarias, pero, en el momento de implementarlas, usar información adicional obtenida durante su ejecución para evaluar y mejorar las modelaciones, afinando las estimaciones en cada iteración.

En esta guía recomendamos, además, la aplicación de métodos rigurosos de análisis de incertidumbre para evaluar las salidas de los modelos hidrológicos con el fin de probar hipótesis. Las hipótesis son proposiciones cuya verdad o falsedad son desconocidas y que son probadas a través de experimentos y repeticiones.

- **Enfoques frecuentistas.** Corresponden a la interpretación de la probabilidad de un evento como el límite de su frecuencia relativa luego de múltiples repeticiones. Las probabilidades pueden ser determinadas, en principio, por un proceso objetivo repetible y, por tanto, están idealmente desprovistas de opiniones subjetivas. Bajo esta interpretación, las probabilidades se determinan solo en torno a experimentos aleatorios o muestras aleatorias (Neyman, 1937). El conjunto total de todos los resultados posibles de un experimento aleatorio es llamado *espacio muestral del experimento*. Un evento se define como un subconjunto particular del espacio muestral considerado. Para un evento dado, solamente existen dos posibilidades: i) el evento ocurre; o ii) no ocurre. La frecuencia relativa de ocurrencia de un evento se calcula como el número de ocurrencias del evento sobre el número de repeticiones del experimento aleatorio. Este es el concepto clave del enfoque frecuentista, donde se considera que mientras el número de repeticiones del experimento se incrementa, los cambios en la frecuencia relativa disminuyen y tienden a un límite determinado (la probabilidad del evento). La prueba de hipótesis, siguiendo la inferencia frecuentista, determina si una hipótesis puede ser aceptada o rechazada con cierto nivel de significancia estadística, la cual se calcula como la probabilidad de observar algo por lo menos tan extremo como lo que objetivamente se observó en un experimento (probabilidad conocida como ***"p-valor"*** o ***"p-value"***), bajo la suposición de que la hipótesis nula es verdadera.

- **Enfoques bayesianos.** Corresponden a una interpretación de la probabilidad como una expectativa razonable que representa un estado de conocimiento o la cuantificación de una creencia personal (Cox, 1946). La interpretación bayesiana de la probabilidad puede ser vista como una extensión de la lógica proposicional que permite razonar con hipótesis. La probabilidad bayesiana pertenece a la categoría de probabilidades probatorias (con evidencia), para lo cual se asigna una probabilidad *a priori* para evaluar una hipótesis. Esta probabilidad es actualizada a una probabilidad *a posteriori* mientras datos nuevos y relevantes (evidencia) se vuelven disponibles. La inferencia bayesiana deriva la probabilidad *a posteriori* como una consecuencia de dos antecedentes: i) la probabilidad *a priori*; y ii) una función de ***"verosimilitud"*** (*likelihood*, en inglés), que se deriva de un modelo estadístico con los datos observados utilizando el teorema de Bayes sobre probabilidad condicional. En la inferencia bayesiana, una probabilidad es asignada a una hipótesis, mientras que, en la inferencia frecuentista, una hipótesis es probada sin que se le asigne una probabilidad.

*"Sin importar qué modelos hidrológicos se utilicen, las tomadoras y tomadores de decisión deben estar conscientes de la incertidumbre inherente en las predicciones modeladas".*

## Método GLUE *(generalised likelihood uncertainty estimation)*

El ***método GLUE*** (Beven & Andrew, 1992) es un método informal bayesiano usado en la hidrología para cuantificar la incertidumbre en las predicciones de los modelos. La idea básica de este método es que, dada nuestra incapacidad de representar con exactitud cómo funciona la naturaleza en un modelo matemático, siempre existirán varios diferentes modelos que imiten de manera igualmente buena los procesos naturales observados, tal como la generación de caudal. Esta similitud en la aceptabilidad de los modelos se conoce como *equifinalidad* (Beven & Freer, 2001). La equifinalidad rechaza la idea de que hay una sola solución óptima, puesto que el conocimiento que tenemos del sistema bajo consideración es imperfecto, y estima que varios conjuntos de modelos, parámetros y variables pueden ser considerados iguales, o casi iguales, simulaciones del sistema.

El método GLUE trata con modelos cuyos resultados se expresan como distribuciones de probabilidad de salidas posibles, frecuentemente en forma de simulaciones Monte Carlo o LHS **(Figura 37)**, y el problema puede ser visto como una evaluación y comparación entre modelos para saber qué tan buenas son estas representaciones de la incertidumbre. Hay un entendimiento implícito de que los modelos usados son aproximaciones de lo que podría ser obtenido mediante un análisis bayesiano del problema, si un modelo completamente adecuado de los procesos hidrológicos del mundo real existiese. El método GLUE es equivalente al cálculo bayesiano aproximado para algunas elecciones de funciones estadísticas de evaluación y umbrales de desempeño. Sin embargo, tiene varios detractores y es objeto de críticas por profesionales en estadística más formales.

Siguiendo el esquema de modelación automática planteado antes **(Figura 25)**, el proceso de análisis de incertidumbre, tomando en cuenta el método GLUE, se realiza con los resultados de las simulaciones del modelo (etapa 3). Es decir, reemplazamos el proceso de análisis de desempeño por un proceso de análisis de incertidumbre **(Figura 37)**.

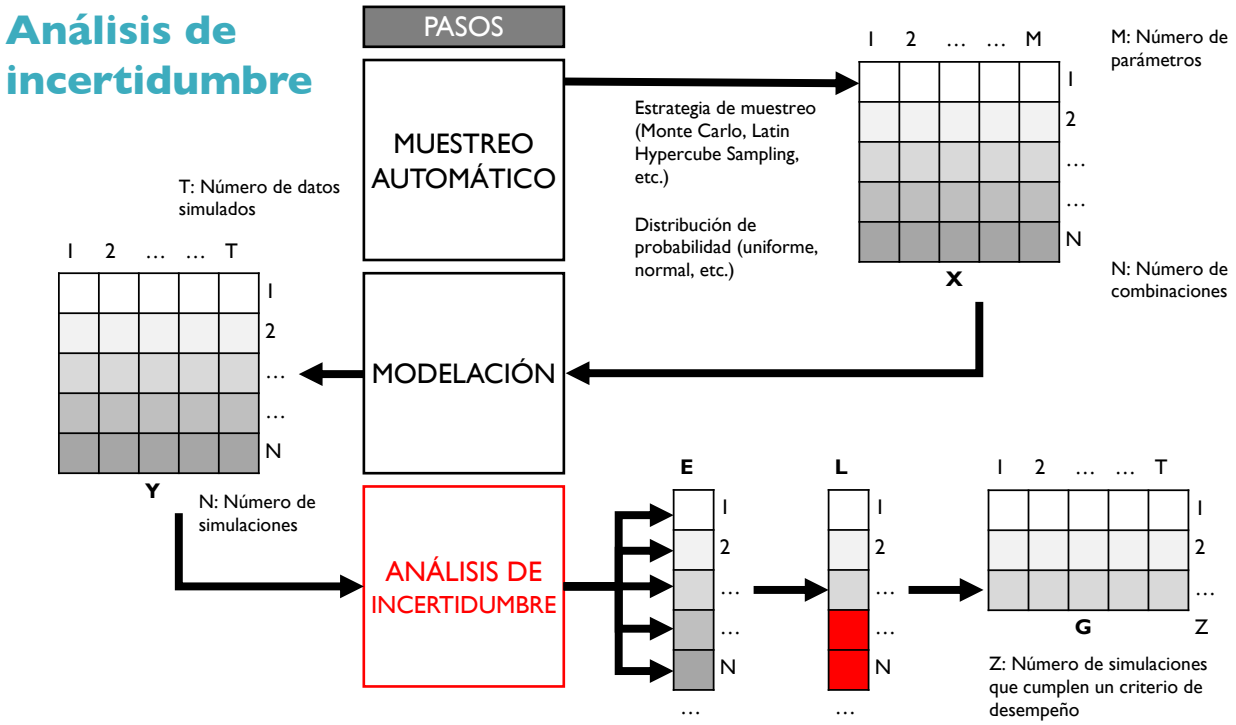



***Figura 37.*** *Análisis de incertidumbre de un modelo de simulación. Fuente: Elaboración propia.*

La matriz Y de resultados simulados es analizada para evaluar cómo varía el desempeño de cada línea de simulación frente al conjunto de datos observados, con lo que se obtiene la matriz E de indicadores de desempeño. Esta lista de resultados de indicadores es ordenada de "mejor desempeño" (simulación más cercana a los datos observados) a "peor desempeño". En el método GLUE **(Figura 37)**, los indicadores de desempeño son utilizados como un *proxy* para aproximar la función de verosimilitud **L**, es decir, se asigna una probabilidad más alta a una simulación que tiene un mejor desempeño que a una simulación que tiene un mal desempeño. De manera adicional, se considera un umbral de desempeño equivalente al criterio de "cumple" o "no cumple", similar al análisis de sensibilidad RSA **(Figura 31)**. Se descartan las simulaciones que no cumplen el umbral, es decir, cuya verosimilitud es igual a cero (L = 0), y se consideran finalmente solo las simulaciones que son mejores que dicho umbral. Utilizando, entonces, la función de verosimilitud para aquellas simulaciones que cumplen el umbral establecido, se obtiene un subconjunto de simulaciones **G**, de las cuales se extrae una función de probabilidad de los resultados. Procesando esta función de probabilidad para un nivel de confianza establecido (p. ej., 90 %, 95 %, 99 %), se determinan los rangos mínimo y máximo que encierran las observaciones **(Figura 38)**. Estos rangos mínimo y máximo representan las bandas de incertidumbre asociadas al subconjunto de simulaciones generadas por el modelo al nivel de significancia establecido, las cuales representan la incertidumbre relacionada con las múltiples fuentes de error involucradas, incluyendo la equifinalidad de los parámetros y variables que son parte del modelo.

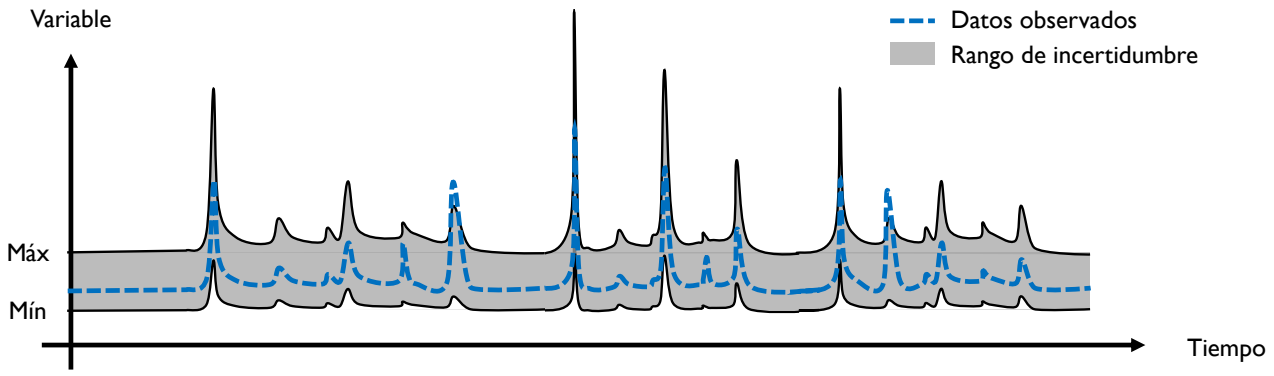



***Figura 38.*** *Representación conceptual de las bandas de incertidumbre determinadas con el método GLUE. Fuente: Elaboración propia.*



***"La equifinalidad rechaza la idea de que existe una sola solución óptima, y estima que varios conjuntos de modelos, parámetros y variables pueden ser considerados iguales, o casi iguales, simulaciones del sistema".***

## Otros métodos para estimación de incertidumbre

GLUE es el método más popular en hidrología y es el que se halla disponible, con mayor frecuencia, acoplado a algunos modelos hidrológicos,. Por esto, el método GLUE es aceptado para la mayoría de aplicaciones de modelos hidrológicos. Aun así, no es el único disponible. El análisis de incertidumbre de predicciones hidrológicas es un tema de investigación todavía en desarrollo, y se cuenta con una amplia gama de métodos, todos ellos con ventajas y desventajas. Existen diferentes métodos basados en una variación específica de las simulaciones Monte Carlo, denominados *Monte Carlo vía cadenas de Markov* (Markov chain Monte Carlo, o MCMC, por sus siglas en inglés). Estos métodos se utilizan para muestrear parámetros de la distribución *a posteriori*. Entre ellos se encuentra el algoritmo Metropolis–Hastings (MH) (Metropolis et al., 1953; Hastings, 1970) y el algoritmo DREAM, que es una versión más eficiente aplicada para modelos hidrológicos (Vrugt et al., 2008a; Vrugt et al., 2008b). Algunos otros métodos basados en simulaciones Monte Carlo incluyen el filtro Kalman y sus extensiones (Kitanidis & Bras, 1980), el enfoque DYNIA (Wagener et al., 2003), el enfoque BaRe (Thiemann et al., 2001) y el algoritmo SCEM–UA (Vrugt et al., 2003). Algunos enfoques para casos de estudios específicos incluyen análisis de riesgos de inundaciones (Beven & Hall, 2014; Hall & Solomatine, 2008), pronósticos hidrológicos (Montanari & Grossi, 2008) y cuencas no monitoreadas (Blöschl et al., 2013).

Un punto final que se debe considerar es que el método GLUE y la mayoría de métodos basados en simulaciones Monte Carlo solamente tratan una fuente de incertidumbre: la incertidumbre asociada a la estimación de parámetros. Nuevos métodos se están desarrollando para tratar de manera conjunta las diferentes fuentes de incertidumbre, entre ellos el enfoque de multimodelos bayesianos (Ajami et al., 2007) y la asimilación de datos (Lui & Gupta, 2007).



Foto: Carlos Palacios



## PASO 10. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

El uso de modelos para la evaluación de la infraestructura natural está sometido a las diferentes fuentes de error mencionadas. Es necesario que los resultados obtenidos por las simulaciones sean evaluados crítica y detalladamente a fin de reducir la probabilidad de que tengan un impacto inesperado o perjudicial en la toma de decisiones. Por ejemplo, si una decisión depende de que una variable se encuentre por encima o por debajo de un valor crítico dado, y el resultado de la modelación sitúa al resultado estimado de la variable muy peligrosamente cerca de dicho valor, es necesario cuantificar y analizar los errores asociados al resultado obtenido a fin de tomar decisiones informadas. Si el error estimado total no es suficiente para que la variable cruce dicho valor crítico, puede tomarse con confianza la decisión. Pero si el error estimado es suficientemente grande como para dar cabida a la posibilidad de que el resultado de la variable se encuentre del otro lado de dicho umbral crítico, entonces la decisión tomada estará asociada a un cierto nivel de confianza.

Por ejemplo, si un modelo produce 100 simulaciones para la variable de caudal, de las cuales 90 generan resultados de entre 3 y 7 $m^3/s$, entonces se puede decir que el valor estimado de caudal es de 5 $m^3/s$, con un intervalo de confianza de 90 % entre 3 y 7 $m^3/s$. Aun así, es importante reconocer que los resultados, en este caso, indican que todavía existe un 10 % de probabilidad de que el caudal real se encuentre fuera de dicho rango, lo que usualmente significa que hay un 5 % de probabilidad de que el caudal sea menor de 3 $m^3/s$ y otro 5 % de probabilidad de que sea mayor de 7 $m^3/s$, aunque esto depende del tipo de distribución de probabilidad que mejor se ajuste a los datos analizados. Generalmente se utiliza una distribución de probabilidad normal, la cual tiene una forma acampanada y es simétrica con respecto a la media. En otras ocasiones, o para ciertas variables más sesgadas, el uso de distribuciones asimétricas, finitas o discretas es también posible.

***"La modelación hidrológica debe ser vista como una herramienta útil pero incierta".***




La incertidumbre debe considerarse en la proyección de todos los posibles resultados de los escenarios de evaluación, como se ilustra en la **Figura 39**. Es posible que, en ciertos niveles de incertidumbre, los resultados del escenario BAU se traslapen con los del escenario IN o SEM, no necesariamente porque los impactos de las intervenciones no sean efectivos, sino debido a errores introducidos por la disponibilidad de datos, la estructura del modelo o la variabilidad natural. Sin embargo, es necesario incluir análisis de incertidumbre en los cálculos del modelo y, por tanto, en los análisis de los beneficios hídricos de la infraestructura natural con un intervalo de confianza definido. En términos generales, es ampliamente aceptado que los traslapes entre los intervalos de confianza deben ser menores de un 5 % para poder declararlos como cambios ***"estadísticamente significativos"*** (similar a un p-valor < 0.05). Es decir, si las "colas" de las distribuciones de probabilidad entre dos escenarios (p. ej., BAU vs. IN) se cruzan en más de un 5 %, la decisión tomada acarrea un riesgo más alto de que los efectos observados no sean resultado de las intervenciones sobre la infraestructura natural analizadas, sino de artefactos matemáticos durante la modelación hidrológica computacional.

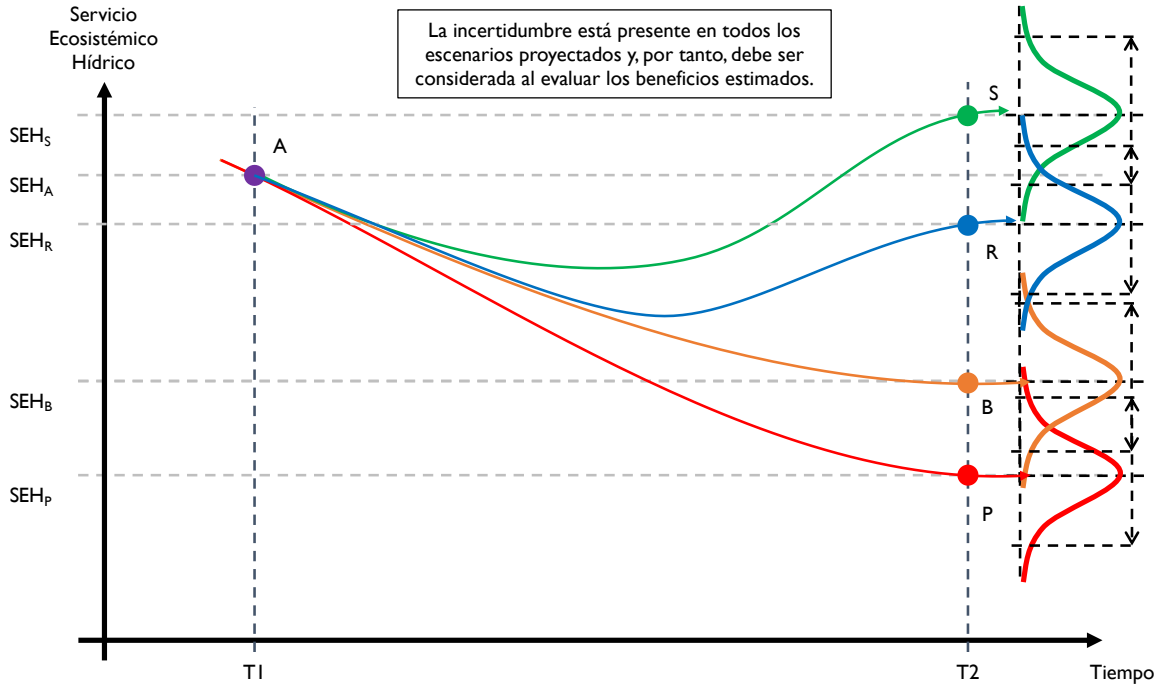



***Figura 39.*** *Incertidumbre en las proyecciones de todos los posibles escenarios futuros. Fuente: Ochoa–Tocachi et al. (2018b).*

## Aclaraciones sobre el uso del p-valor

El mal uso del ***p-valor*** es común porque es un concepto malinterpretado con frecuencia. La Asociación Estadística Americana declara que los p-valores pueden indicar cuán incompatibles son los datos con respecto a un modelo específico (Wassertein & Lazar, 2016). Desde un enfoque de prueba de hipótesis Neyman-Pearson, los datos obtenidos al comparar el p-valor con un nivel de significancia arrojarán uno de dos resultados: i) la hipótesis nula se rechaza (lo que, sin embargo, no prueba que la hipótesis nula sea falsa); o ii) la hipótesis nula no puede ser rechazada a dicho nivel de significancia (lo que, sin embargo, no prueba que la hipótesis nula sea verdadera). Desde un enfoque de inferencia estadística de Fisher, un p-valor bajo significa que la hipótesis nula es verdadera y que un evento altamente improbable ha ocurrido, o que la hipótesis nula es falsa. La siguiente lista clarifica algunos problemas comúnmente malentendidos con respecto a los p-valores (Schervish, 1996; Sterne & Smith, 2001; Wassertein & Lazar, 2016):

- **El p-valor no es la probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta o la probabilidad de que la hipótesis alternativa sea falsa.** Un p-valor puede indicar el grado de compatibilidad entre un conjunto de datos y una explicación hipotética particular, como la hipótesis nula. Específicamente, el p-valor puede ser tomado como la probabilidad *a priori* de obtener un efecto que es por lo menos tan extremo como el efecto observado, en caso de que la hipótesis nula sea cierta. Esto no debe ser confundido con la probabilidad *a posteriori* de que la hipótesis nula sea cierta dado el efecto observado. De hecho, profesionales en estadística frecuentista no asignan probabilidades a las hipótesis.

- **El p-valor no es la probabilidad de que los efectos observados fueron producidos solo por azar.** El p-valor se calcula bajo la suposición de que un cierto modelo —usualmente, la hipótesis nula— es cierto. Esto significa que el p-valor es un enunciado acerca de la relación de los datos con la hipótesis.

- **El nivel de significancia de 0.05 es meramente una convención.** El nivel ***"alfa" (α)*** de significancia de 0.05 (confianza de 95 %) es usado con frecuencia como el límite entre un p-valor estadísticamente significativo y uno no significativo. Sin embargo, ello no implica que exista una razón científica general para considerar que resultados que se encuentran en lugares opuestos de cualquier umbral sean cualitativamente diferentes.

- **El nivel de significancia representa un balance de decisiones.** El nivel de significancia escogido representa el error tipo I de una prueba de hipótesis, es decir, la probabilidad de rechazar la hipótesis nula cuando esta es cierta. De manera similar, existe un nivel ***"beta"*** (***β***), donde 1-β es la potencia de una prueba estadística. β representa el error tipo II de una prueba, es decir, la probabilidad de aceptar una hipótesis nula cuando la hipótesis nula es falsa. Si se analizan estos errores en un escenario de toma de decisiones, se puede inferir que llevan a un costo asociado diferente, por ejemplo, invertir en infraestructura natural cuando no se alcanzará un valor umbral deseado, versus no invertir en infraestructura natural cuando de todas maneras (sin infraestructura natural) se llegaría a un umbral deseado. Este último ejemplo tendrá diferentes costos asociados para eventos extremos de inundaciones o para escenarios de escasez de agua. El costo y la probabilidad asociada a cada uno de los errores se podrían balancear, dependiendo de la complejidad del análisis y de la necesidad de las tomadoras y tomadores de decisión.

- **El p-valor no indica el tamaño o importancia del efecto observado.** Un p-valor pequeño puede ser observado para un efecto que no es considerable o importante. De hecho, mientras más grande sea el tamaño de la muestra, más pequeño será el efecto mínimo necesario para producir un p-valor estadísticamente significativo. La visualización del tamaño de los efectos es un componente crítico de un método de análisis de datos llamado *estadísticas de estimación*.

***"El mal uso del p-valor es común debido a que es un concepto malinterpretado con frecuencia".***

## Comunicando los resultados de modelamiento

Los resultados de modelamiento como series de tiempo suelen ser de poca utilidad para tomar una decisión. Por lo general, la pregunta de gestión planteada no se responde de manera directa presentando una serie de tiempo; en casi todas las ocasiones es necesario realizar un posprocesamiento de resultados del modelamiento para que los resultados finales y las diferencias entre los escenarios utilizados cobren sentido en un contexto de toma de decisiones. Este posprocesamiento puede darse como una visualización de datos o como un tratamiento estadístico. En el momento de escoger el tipo de posprocesamiento, el equipo a cargo de la estimación de beneficios debe centrarse en las preguntas de gestión y en los objetivos declarados durante el proceso de modelamiento. Está claro que esta es una tarea adicional a la modelación hidrológica propiamente dicha; sin embargo, la comunicación entre el equipo de modelamiento y el equipo de formulación y toma de decisiones es necesaria para entender con mayor facilidad los resultados obtenidos.



***"La comunicación entre el equipo de modelamiento y el equipo de formulación y toma de decisiones es necesaria para entender con mayor facilidad los resultados obtenidos".***

El tratamiento y comunicación de resultados debe tener como objetivos: i) responder a la pregunta de gestión formulada; y ii) incluir rangos de la estimación. El tratamiento de datos puede incluir operaciones aritméticas o técnicas estadísticas simples previas a la visualización. La manera más simple de observar beneficios hidrológicos entre dos series de tiempo (p. ej., BAU vs. IN) es calculando las diferencias de los resultados de la variable en cuestión entre los escenarios. De esta manera, por ejemplo, los datos de la serie de tiempo pueden ser agrupados por mes o por estación del año para obtener valores que permitan diferenciar la disponibilidad de agua o de un servicio ecosistémico prioritario durante cada año. Los conjuntos de datos agrupados poseerán valores atípicos ***("outliers")*** debido a la presencia de eventos extremos en la simulación. Sin embargo, para conocer la disponibilidad media de agua a lo largo del año es conveniente usar medias o medianas con desviaciones estándar o cuantiles, dependiendo de la normalidad de distribución. Estos resultados se pueden presentar de manera visual en forma de series de tiempo o como diagramas de cajas y bigotes, o en forma de texto o tablas; en ambos casos, agregados mensualmente o por temporada.

Cuando se trata de eventos extremos es posible que se requiera otro tipo de técnicas de ***posprocesamiento.*** Por ejemplo, responder a la pregunta de cuánto riesgo de inundaciones son capaces de reducir las intervenciones en infraestructura natural propuestas puede resultar imposible con una serie de tiempo en bruto. Dependiendo del número de años simulados, es posible obtener algunos valores de extremos, los cuales pueden ser insuficientes para informar sobre los beneficios hidrológicos de infraestructura natural en eventos con altos periodos de retorno (p. ej., cien años). Estos resultados de la serie de tiempo tendrían que extrapolarse haciendo un ajuste estadístico a una función de distribución de extremos como *Pareto generalizada* (GP) o *valor extremo generalizada* (GEV). Los intervalos de predicciones pueden ser construidos a través de los métodos presentados en el Paso 9 y, para todos los casos, deben acompañarse de una explicación de cómo fueron calculados los intervalos de beneficios y qué fuentes de incertidumbre incluyen. De manera alternativa, los rangos de predicción pueden derivarse de métodos estadísticos de posprocesamiento; por ejemplo, los intervalos de confianza para análisis de valores extremos pueden obtenerse del ajuste de los resultados de modelamiento a una distribución de valores extremos por *bootstrapping* **(Figura 40)**.

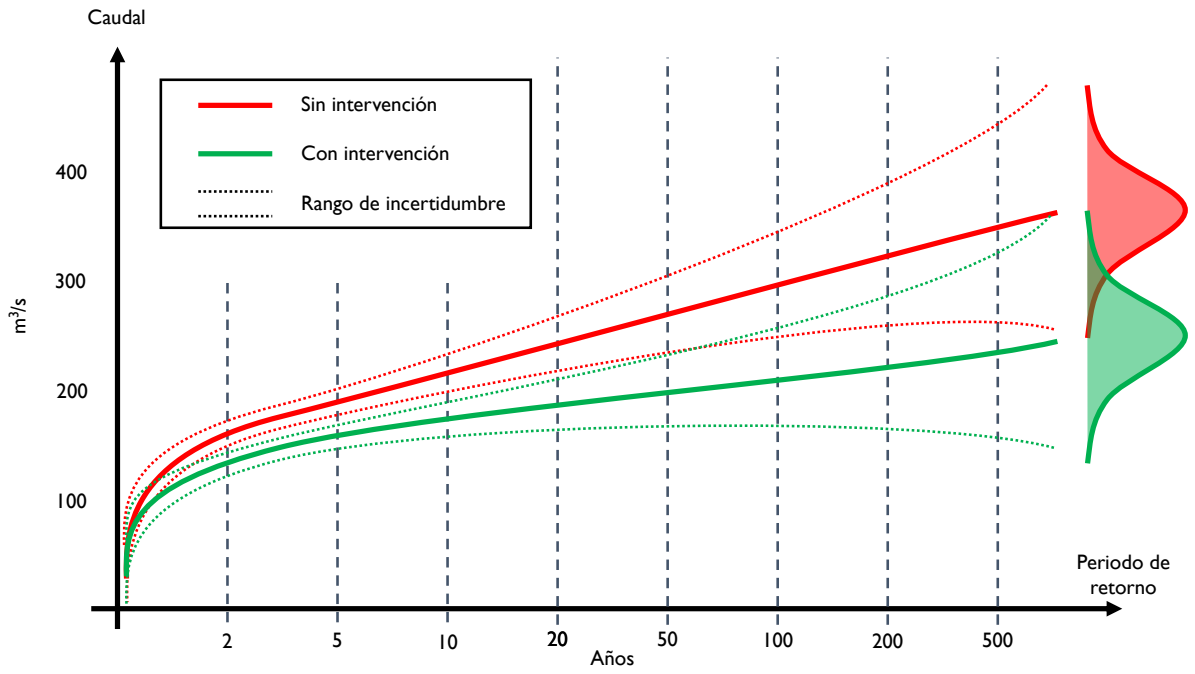



***Figura 40.*** *Presentación de intervalos de confianza derivados de un posprocesamiento de datos. Fuente: Elaboración propia.*

**La Figura 40** ilustra los resultados de un ejercicio de modelación que evalúa la probabilidad de ocurrencia de inundaciones sin intervenciones (rojo) y con intervenciones (verde) sobre la infraestructura natural. Al comparar los resultados promedio (líneas continuas), se observa una clara diferencia entre ambas alternativas, lo que sugiere que la situación sin intervención es más susceptible de inundaciones que el escenario con intervención. Por ejemplo, en un escenario sin intervención se espera que cada 20 años ocurra un evento de caudal de hasta 240 $m^3/s$; en comparación, en un escenario con intervención sobre la infraestructura natural se espera que cada 20 años ocurra un evento de caudal de apenas 180 $m^3/s$. Si, por ejemplo, la cota máxima de la defensa de inundaciones o del sistema de alerta temprana es de 200 $m^3/s$, este umbral será sobrepasado con más frecuencia en la situación sin intervención que en el escenario con intervención. También es posible hacer la lectura e interpretación de manera inversa: se espera que un caudal de 200 $m^3/s$ ocurra con una frecuencia de cada 10 años en una situación sin intervención, pero, en contraste, se espera que el mismo caudal ocurra apenas cada 50 años en un escenario con intervención sobre la infraestructura natural. Esta diferencia es muy significativa para la gestión del riesgo de desastres.

Cuando se incluye un análisis de incertidumbre (líneas punteadas), el ejercicio puede parecer más complejo. En realidad, así se añade información importante para la toma de decisiones **(Figura 40)**. Durante el primer par de años, los rangos de incertidumbre se traslapan entre los dos escenarios, lo cual quiere decir que no se deberían esperar resultados tempranos en el proyecto, cosa totalmente entendible dado el tiempo que demandan las intervenciones sobre la infraestructura natural para producir efectos medibles en los indicadores hidrológicos seleccionados. Esto sugiere prudencia para que las tomadoras y tomadores de decisión sientan confianza en las intervenciones a mediano y largo plazo, y no esperen ver resultados reflejados tan pronto como el proyecto haya sido implementado en territorio. En la **Figura 40**, a partir del segundo año hasta el año 50, los rangos de incertidumbre entre los escenarios no se cruzan, lo que hace posible fortalecer la confianza de que se esperan, efectivamente, resultados medibles y distinguibles entre la situación sin intervención versus el escenario con intervención. A partir del año 50 en adelante, los rangos de incertidumbre vuelven a cruzarse entre escenarios, lo cual sugiere que existe la probabilidad de que no se puedan distinguir los efectos de las intervenciones de manera clara. Mientras más nos aventuramos al futuro, los rangos de incertidumbre se vuelven más amplios y los traslapes son mayores, lo que refleja nuestro desconocimiento de las condiciones futuras de la infraestructura natural y de lo que se puede esperar al realizar proyecciones para dentro de muchos años.

Este tipo de análisis puede brindar algunas ventajas adicionales al solo análisis de un evento de tormenta de diseño específica o una serie de tiempo de caudal observada y simulada. Los resultados de un ajuste

estadístico a distribución de extremos brindarán información e intervalos de confianza de varios periodos de retorno a la vez, lo que hace posible cuantificar múltiples beneficios del control de inundaciones, sino de probabilidad de falla de infraestructura hidráulica, la cual ocurre en menores periodos de retorno (5 a 15 años, por lo general).

Los ejemplos presentados no son exhaustivos y no pretenden serlo. El objetivo de esta sección es aclarar que los resultados de un modelo hidrológico necesitan, por lo general, un tratamiento posterior para que tengan sentido en un contexto de toma de decisiones. La manera específica de procesamiento, visualización y presentación de resultados dependerá de la pregunta de gestión, los objetivos de modelamiento y el público objetivo al que se comunican los resultados. Finalmente, el manejo del riesgo y la existencia de planes de respaldo y contingencia son elementos que deben ser considerados en la toma de decisiones final.



***"La manera específica de procesamiento, visualización y presentación de resultados dependerá de la pregunta de gestión, los objetivos de modelamiento y el público objetivo".***

## Ejemplo de aplicación

Retomando el ejemplo de aplicación de la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua mostrado en el Volumen I **(Figura 10)**, se recopila información biofísica para el modelo hidrológico seleccionado. La **Figura 41** presenta un mapa con los datos disponibles en la cuenca, incluyendo modelo digital de elevación, estaciones meteorológicas, estaciones de aforo de caudal, mapa de suelos y características biofísicas. La **Figura 42** muestra mapas de cobertura y uso de suelo para los años 2000, 2010 y 2019.

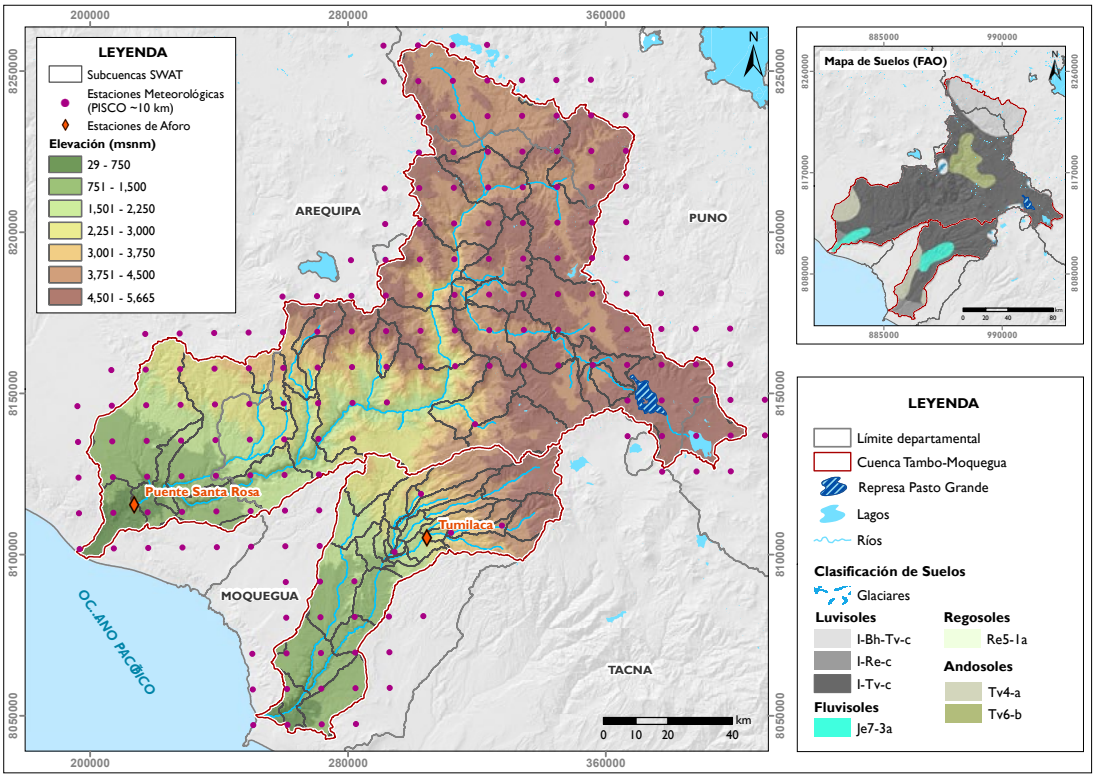



***Figura 41.*** *Datos disponibles en la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Datos de elevación, estaciones meteorológicas, estaciones de aforo de caudal, mapa de tipos de suelos y características biofísicas. Fuente: Elaboración propia.*

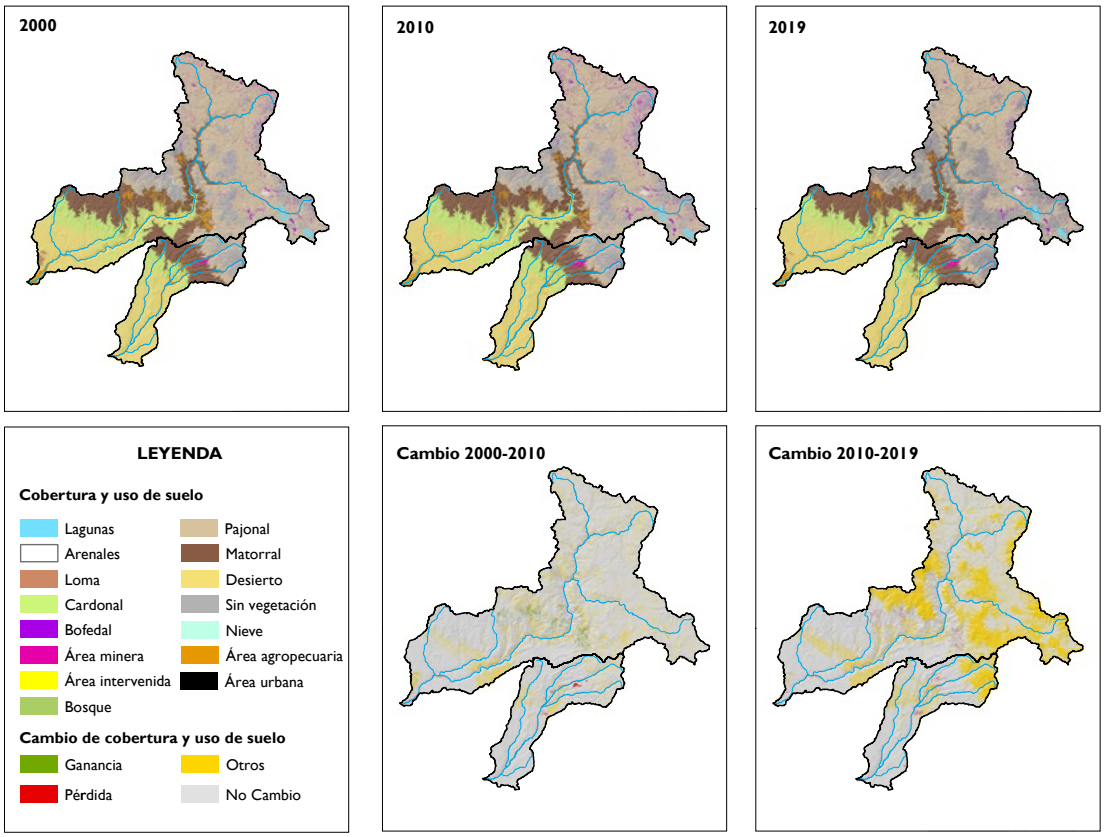



***Figura 42.*** *Mapas de cobertura y uso de suelo en la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua para los años 2000 (a), 2010 (b) y 2019 (c). Fuente: Elaboración propia.*

Haciendo uso de la herramienta HIRO (Román et al., 2020), se identifican 354,933 ha priorizadas para la provisión de servicios ecosistémicos hídricos. De ese total, 67,745 ha son prioritarias para el servicio de regulación hídrica; 175,426 ha son prioritarias para el servicio de control de erosión; y 111,762 ha son prioritarias para ambos servicios ecosistémicos **(Figura 43)**.

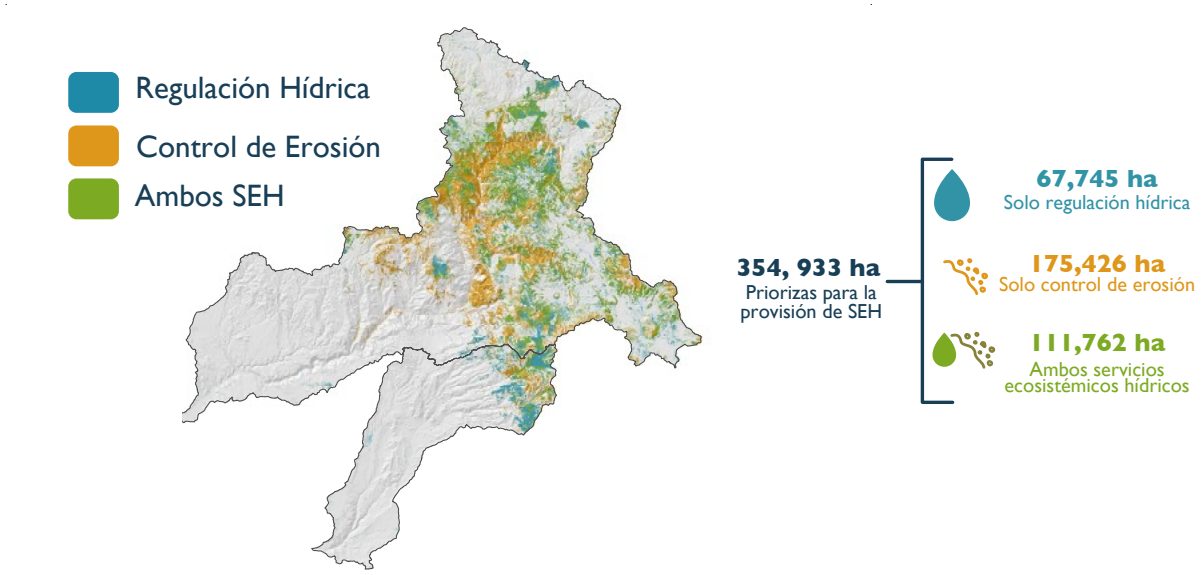



***Figura 43.*** *Áreas de importancia hídrica para la provisión de servicios ecosistémicos hídricos, identificadas con la herramienta HIRO. Fuente: Elaboración propia.*

Con esta información se construyen los escenarios de modelación propuestos: BASE, BAU, PES y SEM.

- **Escenario BASE**
  - Se considera el estado actual del sistema que se modelará.

---

- **Escenario BAU**
  - Proyección de cambio de cobertura y uso de suelo al año 2060, considerando drivers antrópicos y naturales. La proyección se basa en la tasa de pérdida de cobertura observada en el periodo 2000–2019.
  - Cambio de cobertura y uso de suelo antrópico, siguiendo la tendencia observada entre 2000–2010/2010–2019:
    - Tasa de pérdida: 6,300 ha/década
    - Cobertura perdida al 2060: 25,200 ha
  - Cambio de cobertura natural, asumiendo que coberturas poco favorables amplían su rango de distribución por estresores ambientales:
    - Coberturas en expansión: área sin vegetación altoandina y arenales
    - Tasa de pérdida: 3,300 ha/década
    - Cobertura perdida al 2060: 13,400 ha
  - Se registran pérdidas de cobertura y cambios de uso de suelo en 138,307 ha.

---

- **Escenario PES**
  - Las áreas priorizadas por HIRO se encuentran totalmente degradadas al año 2060.
  - Las 354,933 ha priorizadas por HIRO son asignadas coberturas "degradadas", dependiendo de los usos de suelo y ecosistemas cercanos a las zonas degradadas.

---

- **Escenario SEM**
  - Las áreas priorizadas por HIRO se encuentran totalmente conservadas al año 2060.
  - Las 354,933 ha priorizadas por HIRO son asignadas como cobertura "conservada", dependiendo de los ecosistemas y usos ideales cercanos a las zonas señaladas.

Los escenarios BASE, BAU, PES, y SEM se muestran en la **Figura 44.**

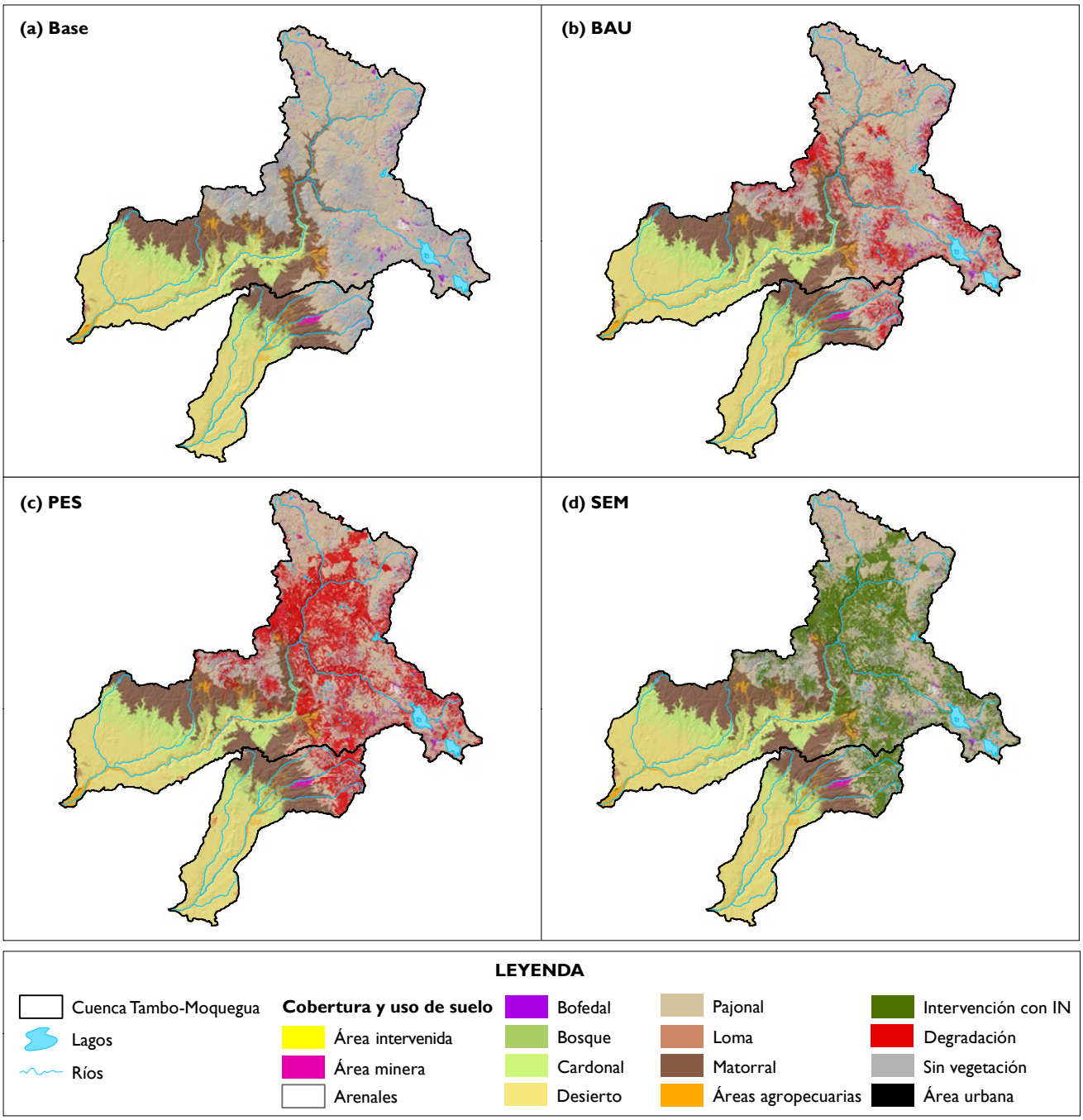
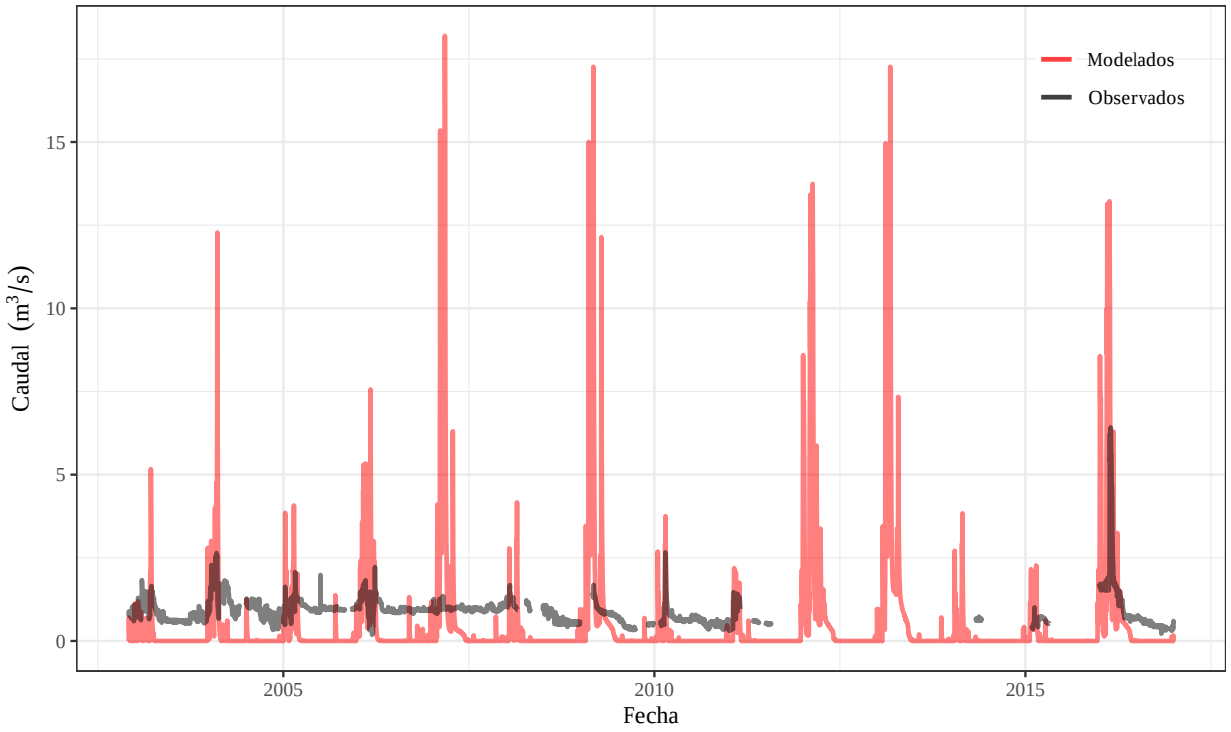



***Figura 44.*** *Escenarios BASE (a), BAU (b), PES (c) y SEM (d) para la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Fuente: Elaboración propia.*

La **Figura 45** muestra los resultados del proceso de calibración y validación para las subcuencas de Santa Rosa y Tumilaca. Como se aprecia, las dos estaciones de caudal generan datos con magnitudes bastante diferentes (Santa Rosa con uno o dos órdenes de magnitud superiores a Tumilaca). A pesar de que los datos en Tumilaca parecen menos cercanos a los datos observados, los datos en Santa Rosa parecen más aproximados debido, precisamente, al amplio rango en la magnitud de los caudales.

**Tumilaca**




**Santa Rosa**

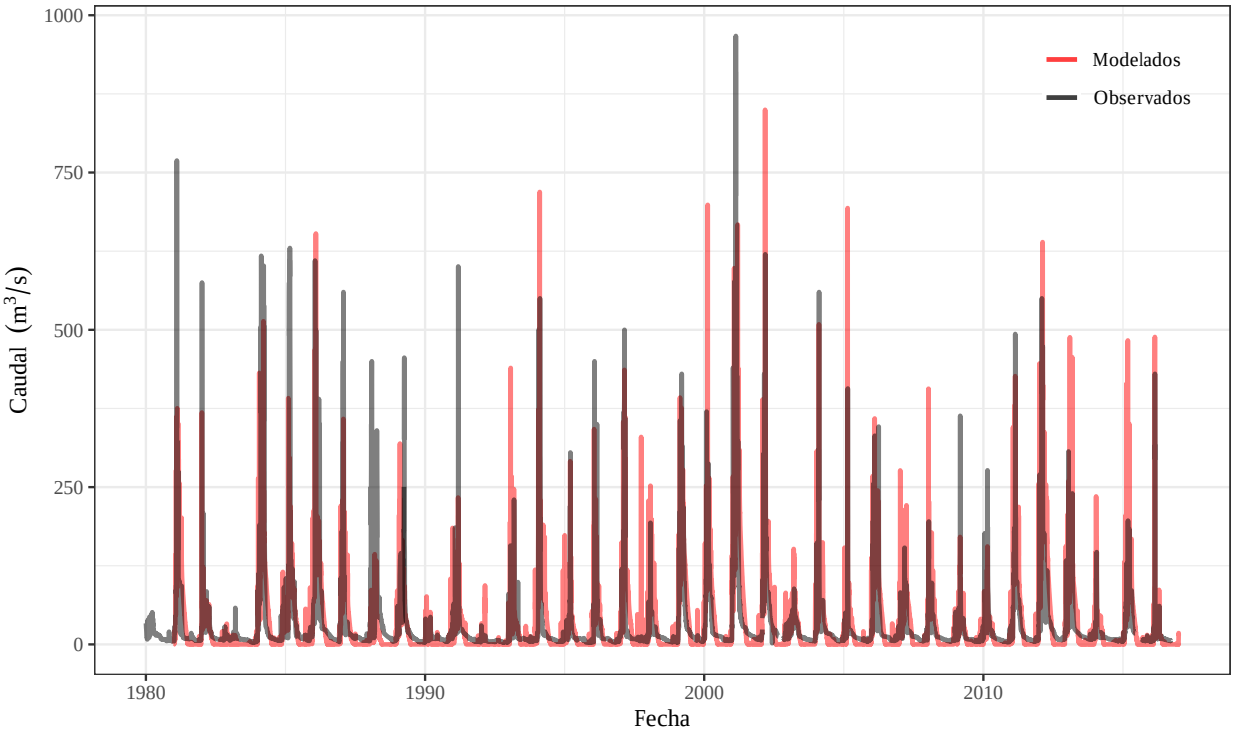



***Figura 45.*** *Ejemplo de calibración y validación de modelación de caudal en las subcuencas Santa Rosa y Tumilaca, dentro de la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Fuente: Elaboración propia.*

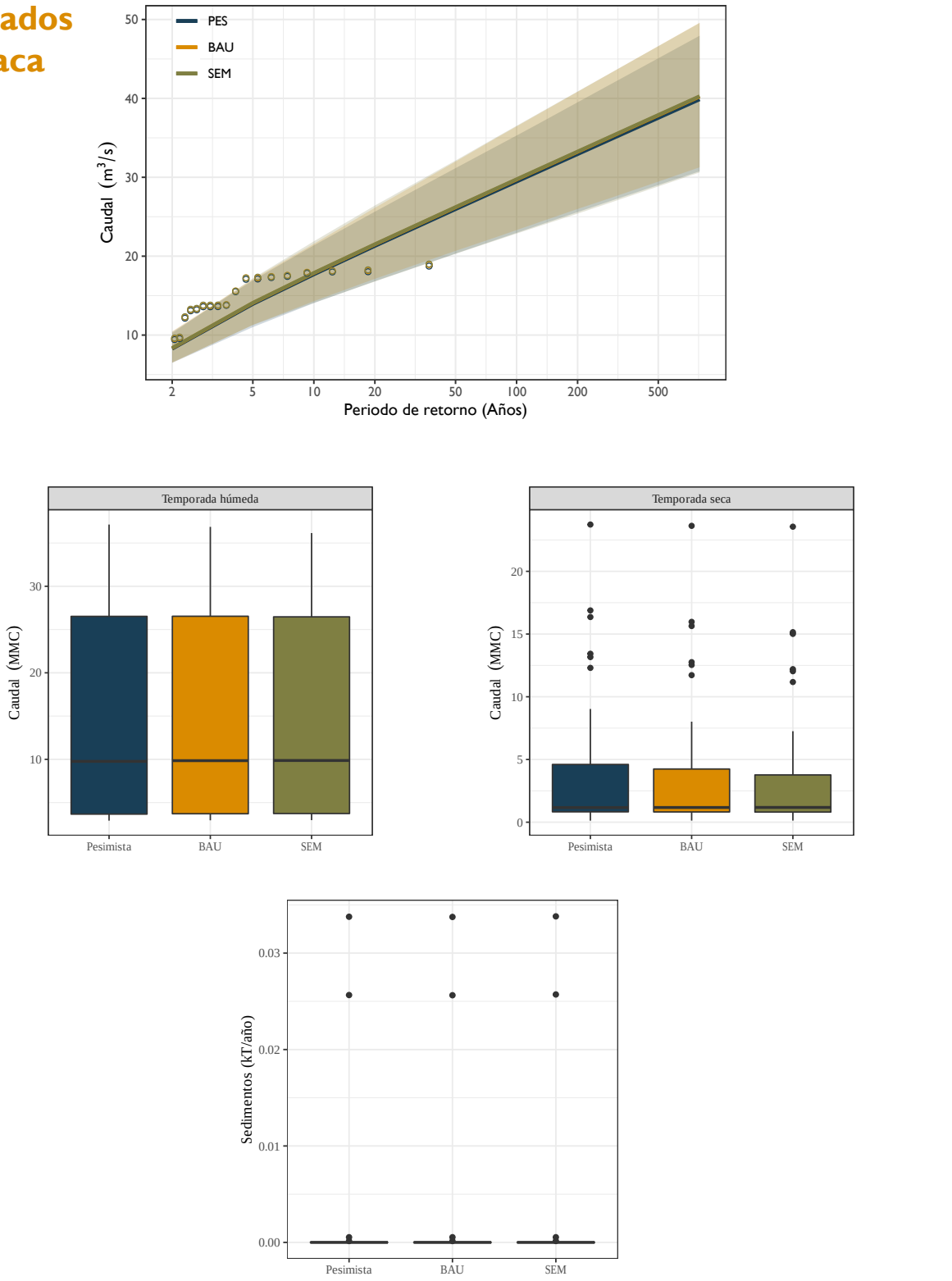



***Figura 46.*** *Resultados obtenidos para la subcuenca Tumilaca, dentro de la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Fuente: Elaboración propia.*

## Resultados Santa Rosa

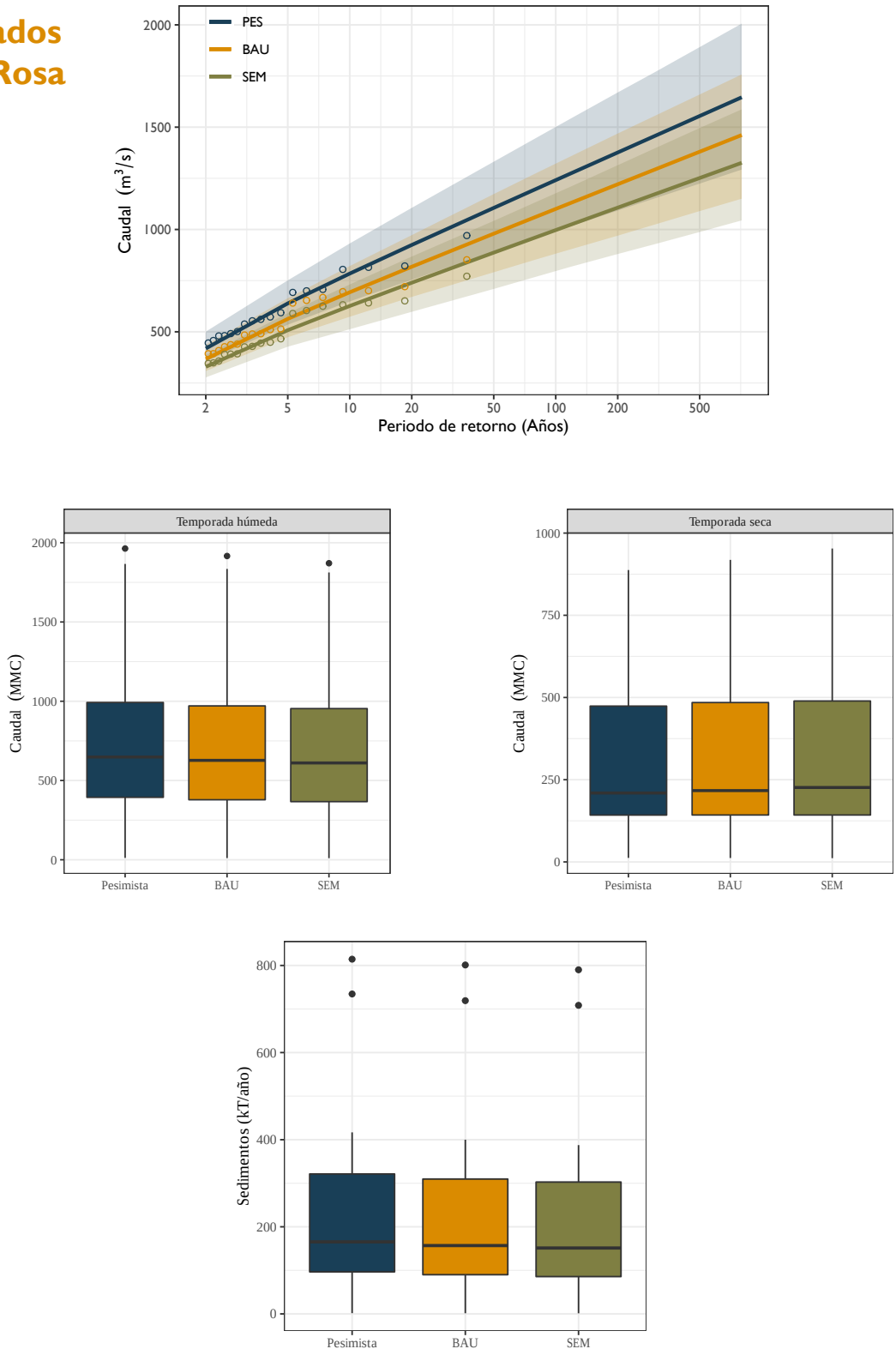



***Figura 47.*** *Resultados obtenidos para la subcuenca Santa Rosa, dentro de la cuenca Tambo–Ilo–Moquegua. Fuente: Elaboración propia.*

Como se observa en la **Figura 46** (Tumilaca) y **Figura 47** (Santa Rosa), los resultados pueden presentarse de manera diferente. Para Tumilaca no se observan cambios significativos en el caudal en los tres escenarios modelados (asimismo, la carga de sedimentos generada es despreciable en los tres casos). Para Santa Rosa existen cambios, pero no son considerables. Sin embargo, se observan mayores diferencias en los periodos de retorno que pueden producirse bajo los diferentes escenarios. La incertidumbre subyacente es bastante alta.



## Conclusiones, recomendaciones e ideas clave

Los modelos hidrológicos otorgan un recurso para que las tomadoras y tomadores de decisión puedan atender una variedad de preguntas relacionadas con los impactos de las intervenciones sobre la infraestructura natural y la cuantificación de sus beneficios hidrológicos. Para ayudar en esta tarea, esta Guía de modelación para la infraestructura natural provee lineamientos detallados en pasos, con vistas a la selección e implementación de modelos hidrológicos para toma de decisiones.

Las herramientas de modelación son particularmente útiles cuando los datos hidrológicos observados son escasos o inciertos en la región de interés. Sin embargo, seleccionar un modelo apropiado para apoyar la toma de decisiones no es una tarea sencilla debido a una variedad de elementos: complejidad de los modelos disponibles, capacidades técnicas locales, disponibilidad de recursos, contexto de toma de decisiones, etc. Por tal razón, las tomadoras y tomadores de decisión deben definir en forma clara el alcance de su análisis, evaluar las características particulares de cada modelo para el contexto en cuestión y realizar una autoevaluación de sus recursos y capacidades para entender las necesidades específicas por atender. Es común observar que varias iniciativas que tratan de usar modelos para su toma de decisiones tienen objetivos que pueden ser muy ambiguos o vagos. Esto suele producir resultados que no aportan respuestas claras a las preguntas de gestión iniciales que se desean responder. La definición de objetivos claros es lo que define que el modelo que se seleccione y se opere sea el adecuado.

La modelación hidrológica y la generación de datos están íntimamente vinculadas y se nutren mutuamente. Por un lado, el monitoreo y la medición de datos pueden mejorar los resultados de la modelación, así como la utilización de datos de entrada de mala calidad brindarán, también, salidas modeladas de mala calidad. Por otro lado, el uso de modelos puede contribuir a la mejora en el entendimiento de los procesos ecosistémicos y optimizar o informar la toma de datos. Por ejemplo, los métodos de análisis de sensibilidad pueden guiar para saber hacia qué variables deben enfocarse los esfuerzos en la toma de datos en campo.

Además, se evidencia que el simple uso de modelos populares con resultados presentados de manera muy verosímil o con un nivel a priori muy elevado de precisión o resolución espaciotemporal no necesariamente lleva a mejores o más útiles resultados para aplicaciones específicas en proyectos de infraestructura natural. Por



Foto: Will Esspinoza

lo tanto, para obtener los resultados más adecuados que puedan ser aprovechados al máximo para la toma de decisiones, la elección del tipo y de la complejidad del modelo debe realizarse de acuerdo con la disponibilidad de datos y la experiencia del equipo de trabajo. Esta guía permite a las formuladoras y formuladores de proyectos en infraestructura natural adaptar sus necesidades en el momento de diseñar y evaluar intervenciones. Para esto, se deben considerar diferentes opciones de usos de datos y niveles de complejidad de modelación para evaluar la credibilidad, legitimidad o prominencia del proceso de modelación y del resultado de las modelaciones. Algunas preguntas que deben guiar este proceso son: ¿Está calibrado el modelo?, ¿se evalúa la incertidumbre?, ¿se han involucrado diferentes personas en el proceso?

Las tomadoras y tomadores de decisión no deben esperar que los modelos hidrológicos les entreguen soluciones de aplicación inmediata. En todo este proceso es imprescindible considerar en forma adecuada las fuentes de incertidumbre asociadas. Es imposible eliminar la incertidumbre por completo, ya que se origina en las percepciones y simplificaciones del entendimiento de la realidad aplicadas a un modelo, en los datos observados y no observados, en los escenarios construidos para proyectar el futuro, en la calibración de los parámetros del modelo, y en la misma estructura y funcionamiento de este. En lugar de ignorar la incertidumbre, lo que esta guía quiere es persuadir que el análisis de la incertidumbre es una herramienta importante para apoyar la toma de decisiones informada.

El uso de un conjunto de diferentes modelos podría aumentar la robustez de resultados de simulación en comparación con el empleo de modelos singulares. Por ejemplo, frente a la incertidumbre de la representatividad de uno u otro modelo de la realidad local, es posible implementar varios modelos y analizarlos en ensamblaje para ofrecer un rango de posibilidades mayor.

Por último, es necesario considerar un enfoque de manejo de riesgo y contar con planes de respaldo y contingencia como elementos en la toma de decisiones final. Los modelos son una herramienta de apoyo en la toma de decisiones, pero es fundamental reconocer que son herramientas útiles y también inciertas. Contar con otros insumos que permitan tomar decisiones informadas, permite aumentar la robustez de las conclusiones que guían las decisiones a la mano.

La modelación no es un reemplazo de la toma de más datos in situ (en particular, en áreas remotas y regiones de poco presupuesto o ante limitaciones de capacidades técnicas locales). Por ejemplo, en los Andes tropicales es necesario entender y monitorear más procesos que se desconocen en la actualidad, incluyendo la evapotranspiración y los flujos de agua subterránea y subsuperficial, entre otros. El potencial de usar sensores de bajo costo con telemetría, posiblemente en vinculación con esquemas de monitoreo participativo, ciencia ciudadana o ciencia comunitaria, es una vía que puede apoyar este proceso. Estos datos combinados con resultados de modelos hidrológicos robustos pueden multiplicar su valor para la toma de decisiones. El proyecto INSH impulsa, además, el desarrollo de guías de monitoreo ecohidrológico para la evaluación de la infraestructura natural.



***"Esta guía se desprende de una amplia experiencia en la generación de información de apoyo a la toma de decisiones para la gestión de la infraestructura natural y los recursos hídricos".***

Es fundamental desarrollar modelos que sean representativos de las realidades locales. Si bien es cierto que no siempre se cuenta con los recursos, datos y capacidad técnica necesarios para construir modelos, los modelos propios pueden ser más eficientes y útiles que los que ya existen. Muchos modelos populares usados en la actualidad han sido desarrollados en otros países para representar condiciones hidrológicas que no están presentes en el sitio de aplicación. Un caso común es el de los modelos que simulan escorrentía superficial por exceso de infiltración (p. ej., usando el número de curva) y que son aplicados en zonas geográficas donde los suelos tienen una alta capacidad de infiltración y las lluvias presentan intensidades bajas. En un caso así, modelos que simulan la escorrentía por exceso de saturación serían más representativos. Siguientes desarrollos de esta Guía de modelación podrían abarcar la conceptualización y desarrollo de modelos propios.

Finalmente, las aplicaciones de la modelación son variadas. Uno de los frentes más prometedores es el vinculado con el análisis de los beneficios hidro socioeconómicos de los proyectos de infraestructura natural (Anexo). En esta guía sugerimos un flujo de análisis en donde la modelación hidrológica juega un rol protagónico en varios momentos del proceso. Para muchas aplicaciones es necesario ir más allá de la cuantificación de los beneficios hídricos, es decir, ir hacia la cuantificación de beneficios sociales y económicos; la consideración de cobeneficios, externalidades, compromisos y costos; y el correspondiente balance de todos estos elementos para sustentar inversiones que sean sostenibles y rentables. Posteriores desarrollos de esta guía atenderán los detalles relacionados con el análisis de beneficios económicos y costo–efectividad, y la elaboración de modelos propios para aplicaciones específicas.



***"Quedamos con la expectativa de que este documento sea una contribución valiosa al diseño y evaluación de proyectos de inversión en infraestructura natural para la seguridad hídrica, ante la escasez de datos observados en varias regiones del mundo".***



Foto: Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica


Foto: Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca Chancay -Lambayeque

## Referencias


**Ajami, N. K., Duan, Q., and Sorooshian S. (2007).** An integrated hydrologic Bayesian multimodel combination framework: Confronting input, parameter, and model structural uncertainty in hydrologic prediction. *Water Resources Research* 43: W01403.

**Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., Neitsch, S. L. (2012).** *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Version 2012*. Texas Water Resources Institute TR–439.

**Arrow, K., Cropper, M., Gollier, C., et al. (2013).** Determining benefits and costs for future generations. *Science* 341, 349–350.

**Bergström, S. (1992).** *The HBV model – its structure and applications.* SMHI Reports RH, No. 4, Norrköping.

**Bergström, S. (1995).** The HBV model. In: Singh, V. P. (Ed.). *Computer models of watershed hydrology.* Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO., 443–476.

**Beven, K. J. (2006).** A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology* 320: 18–36.

**Beven, K. J.,** Rainfall-runoff modelling: the primer / Keith Beven. – 2nd ed. ISBN 978-0-470-71459-1.

**Beven, K. J. (2019).** Towards a methodology for testing models as hypotheses in the inexact sciences. *Proceedings of the Royal Society* A. 475, 2018086220180862.

**Beven K. J., Binley, A. (1992).** The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*. 6 (3): 279–298. doi:10.1002/hyp.3360060305. ISSN 0885–6087.

**Beven, K. J., Binley, A. (2014).** GLUE: 20 years on. *Hydrological Processes*. 28 (24): 5897–5918. doi:10.1002/hyp.10082. ISSN 0885–6087.

**Beven, K. J., Freer, J. (2001).** Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*. 249 (1–4): 11–29. doi:10.1016/S0022–1694(01)00421–8. ISSN 0022–1694.

**Beven, K. J., Hall, J. (2014).** *Applied uncertainty analysis for flood risk management.* World Scientific.

**Beven, K. J., Kirkby, M. J. (1979).** A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences – Bulletin – des Sciences Hydrologiques,* 24, 1.

**Beven, K. J., Young, P. (2013).** A guide to good practice in modeling semantics for authors and referees. Water Resources Research 49: 5092–5098.

**Blöschl, G., Sivapalan, M., Wagener, T., Savenije, H., Viglione, A. (2013).** *Runoff prediction in ungauged basins: synthesis across processes, places and scales,* Cambridge University Press.

**Boeker, E., van Grondelle, R. (1995).** *Environmental physics.* John Wiley & Sons, Chichester, England.

**Bonnesoeur, V., Locatelli, B., Guariguata, M. R., Ochoa–Tocachi, B. F., Vanacker, V., Mao, Z., Stokes, A., Mathez–Stiefel, S–L. (2019).** Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: a systematic review. *Forest Ecology and Management.* 433, 569–584.

**Brauman, K. A. (2015).** Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well - being in water research and watershed management. WIREs Water 2: 345–358.

**Brauman, K.A., Bremer, L.L., Hamel, P., Ochoa-Tocachi, B.F., Roman-Dañobeytia, F., Bonnesoeur, V., Arapa, E. and Gammie, G. (2021b),** Producing valuable information from hydrologic models of nature-based solutions for water. Integr Environ Assess Manag.

**Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., Mooney, H. A. (2007).** The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67–98.

**Brauman, K. A., Gammie, G., Bonnesoeur, V., Ochoa–Tocachi, B. F., Arapa, E., Román, F., Cassin, J. (2021).** *Informing natural infrastructure investment decisions with hydrologic modelling: lessons learned from a case study in Chancay–Lambayeque watershed, Peru*. Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica, Forest Trends, Lima, Perú.

**Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette–González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., Brauman, K. A. (2020**). Who are we measuring and modeling for? Supporting multilevel decision–making in watershed management. *Water Resources Research* 56(1): e2019WR026011.

**Bullock, J., Ding, H. (2018).** *A guide to selecting ecosystem service models for decision–making: lessons from Sub–Saharan Africa.* World Resources Institute. ISBN: 978–1–56973–933–1.

**Butts, M. B., Payne, J. T., Kristensen, M., Madsen, H. (2004).** An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation. *Journal of Hydrology,* 298, 242–266.

**Buytaert, W., Beven, K. J. (2010).** Models as multiple working hypotheses: hydrological simulation of tropical alpine wetlands. *Hydrological Processes.* 25, 1784–1799.

**Cash, D. W., Clark, W. C., Alcock, F., Dickson, N. M., Eckley, N., Guston, D. H., Jäger, J., Mitchell, R. B. (2003).** Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(14): 8086.

**Cochrane, J. H. (1988).** How big is the random walk in GNP? *Journal of Political Economy* 96: 893–920.

**Cohen–Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S. (2016).** *Nature–based solutions to address global societal challenges*. Gland, Suiza: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales.

**Commission of the European Communities (CEC). (2009).** *Impact assessment guidelines*. European Commission, Brussels, Belgium. [online] URL: https://ec.europa.eu/info/law/law–making–process/planning–and–proposing–law/impact–assessments_en

**Cox, R. T. (1946).** Probability, frequency and reasonable expectation. *American Journal of Physics.* 14 (1): 1–10.

**Darcy, H. (1856).** *Les Fontaines de la Ville de Dijon: exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau.* Dalmont, Paris.

**Davies, B. (2020).** Precision and accuracy in glacial geology. Disponible en: https://www.antarcticglaciers.org/glacial-geology/dating-glacial-sediments-2/precision-and-accuracy-glacial-geology/

**ECMWF. (2017).** How to pin down uncertainty in weather forecasting. European Centre for Medium–Range Weather Forecasts. Reading, United Kingdom. URL: https://www.ecmwf.int/en/about/media–centre/news/2017/how–pin–down–uncertainty–weather–forecasting

**Efron, B. (1979).** Bootstrap methods: another look at the jackknife. *The Annals of Statistics*. 7 (1): 1–26.

**Efron, B., Tibshirani, R. J. (1993).** *An introduction to the Bootstrap.* CRC–Press.

**Entekhabi, D., Njoku, G., O'Neill, P. E., et al. (2010).** The Soil Moisture Active Passive (SMAP) Mission. *Proceedings of the IEEE*. 98(5): 704–716.

**Fick, S. E., Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2:** new 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology.* 37 (12): 4302–4315.

**Fleming, M. J., Doan, J. H. (2000).** Geospatial Hydrologic Modeling Extension (HEC–GeoHMS). U. S. Army Corps of Engineers – Institute for Water Resources – Hydrologic Engineering Center (CEIWR–HEC). CPD–77.

**Foster, M. E., Chen, D., Kieser, M. S. (2020).** *Metodologías de cuantificación de beneficios hidrológicos de intervenciones en cuencas (CUBHIC)*. Forest Trends, Kieser & Associates, LLC, Proyecto INSH.

**García Hernández, J., Claude, A., Paredes, J., Roquier, B., Boillat, J–L. (2014).** *Integrated flood forecasting and management system in a complex catchment area in the Alps – implementation of the MINERVE project in the Canton of Valais.* In A. Schleiss, Speerli, & Pfammatter (Eds.). Swiss Competencies in River Engineering and Restoration (pp. 87–97). London: Taylor & Francis Group.

**García Hernández, J., Foehn, A., Fluixá–Sanmartín, J., et al. (2020).** *RS MINERVE – Technical manual, v2.25.* Ed. CREALP, Switzerland. ISSN 2673–2661. https://www.crealp.ch/fr/accueil/le–crealp/telechargement–doc/category/173–manuels–utilisateur.html?download=219:rs–minerve–technical–manual

**Grayson, R. & Bloschl, G. (2000).** Spatial modelling of catchment dynamics. In: Grayson, R., Bloschl, G. (Eds). *Spatial patterns in catchment hydrology: observations and modelling*. Cambridge: Cambridge University Press. p. 51–81 [chapter 3].

**Gupta, H. V., Beven, K. J., Wagener, T. (2005).** Model calibration and uncertainty estimation. In: Andersen, M. (Ed.). *Encyclopedia of Hydrological Sciences,* pp. 2015–2031. New York, NY: Wiley.

**Gupta, H. V., Sorooshian, S., Yapo, P. O. (1999).** Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrological* Engineering. 4(2): 135–143.

**Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., Martinez, G. F. (2009).** Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1–2), 80–91.

**Haines–Young, R. H., Potschin–Young, M. B. (2010)**. The links between biodiversity, ecosystem services and human well–being. *Ecosystem ecology: a new synthesis,* 110–139.

**Hall, J., Solomatine, D. (2008)**. A framework for uncertainty analysis in flood risk management decisions. *International Journal of River Basin Management,* 6: 85–98.

**Hamel, P., Bremer, L. L., Ponette–González, A. G., Acosta, E., Fisher, J. R. B., Steele, B., Cavassani, A. T., Klemz, C., Blainski, E., Brauman, K. A. (2020).** The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. *Science of The Total Environment* 705: 135871.

**Harbaugh, A. W. (2005).** MODFLOW–2005, The U.S. Geological Survey modular ground–water model – The Ground–Water Flow Process: U. S. Geological Survey Techniques and Methods 6–A16.

**Harrison–Atlas, D., Theobald, D. M., Goldstein, J. H. (2016).** A systematic review of approaches to quantify hydrologic ecosystem services to inform decision–making. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12: 160–171.

**Hastings, W. K. (1970).** Monte Carlo sampling methods using Markov chains and their applications. *Biometrika* 57(1): 97–109.

**Herschy, R. (2009).** *Streamflow measurement*. 3rd edition. CRC–Press.

**Hou, A. Y., Kakar, R. K., Neeck, S., et al. (2014).** The Global Precipitation Measurement Mission. *Bulletin of the American Meteorological Society* 95(5): 701–722.

**IISD. (2018).** The multiple benefits of natural infrastructure. Disponible en: https://www.iisd.org/articles/multiple–benefits–natural–infrastructure

**IPCC. (2014).** *Fifth assessment report (AR5) of the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC).

**ISO. (2013).** ISO 18365:2013. Hydrometry – Selection,establishment and operation of a gauging station.

**Kavetski, D., Kuczera, G., and Franks, S. W. (2006)**. Bayesian analysis of input uncertainty in hydrological modeling: 1. Theory. *Water Resources Research* 42: W03407.

**Kitanidis, P. K., Bras, R. L. (1980).** Real–time forecasting with a conceptual hydrologic model: analysis of uncertainty. *Water Resources Research* 16(6): 1025–1033.

**Klemeš, V. (1986).** Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*. 31(1): 13–24.

**Kolmogorov, A. (1933).** Über die Grenzwertsätze der Wahrscheinlichkeitsrechnung. *Bull. (Izvestija) Acad. Sei. URSS,* 363–372.

**Kummerow, C., Barnes, W., Kozu, T., Shiue, J., Simpson, J. (1998).** The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Sensor Package. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology.* 15(3): 809–817.

**Li, Z., Zhu, Q., Gold, C. (2005)**. D*igital terrain modeling: principles and methodology.* Boca Raton: CRC Press.

**Liu, Y., Gupta, H. V. (2007).** Uncertainty in hydrologic modeling: toward an integrated data assimilation framework. *Water Resources Research* 43: W07401.

**Locatelli, B., Homberger, J. M., Ochoa–Tocachi, B. F., Bonnesoeur, V., Román, F., Drenkhan, F., Buytaert, W. (2020).** Impactos de las zanjas de infiltración en el agua y los suelos de los Andes: ¿Qué sabemos? Resumen de políticas, Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica, Forest Trends, Lima, Perú.

**Mace, G. M. (2008).** Millennium Ecosystem Assessment. In: eLS. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. Available at: http://www.els.net

**Manz, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Lavado, W., Willems, B., Robles, L. A., Rodríguez–Sánchez, J. P. (2016).** High–resolution satellite–gauge merged precipitation climatologies of the tropical Andes, *J. Geophys. Res. Atmos.,* 121, 1190–1207.

**Manz, B., Páez–Bimos, S., Horna, N., et al. (2017).** Comparative ground validation of IMERG and TMPA at variable spatiotemporal scales in the tropical Andes. *Journal of Hydrometeorology.* 18(9): 2469–2489.

**Mazzilli, N., Guinot, V., Jourde, H. (2012).** Sensitivity analysis of conceptual model calibration to initialisation bias. Application to karst spring discharge models. *Advances in Water Resources 42,* 1–16.

**McMillan, H. K., Westerberg, I. K., Krueger, T. (2018).** Hydrological data and its implications. *WIREs Water,* 5: e1319.

**Metropolis, N., Rosenbluth, A. W., Rosenbluth, M. N., Teller, A. H. (1953).** Equations of state calculations by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics.* 26(6): 1087–1092.

**Millennium Ecosystem Assessment. (2003).** *Ecosystems and human well–being: our human planet.* Washington, DC: Island Press.

**Millennium Ecosystem Assessment. (2005).** *Ecosystems and human well–being: current state and trends,* vol. 1. Washington, DC: Island Press.

**MINAM. (2019a).** Resolución No. 178–2019–MINAM. Lineamientos para la formulación de proyectos de inversión en las tipologías de ecosistemas, especies y apoyo al uso sostenible de la biodiversidad. Ministerio del Ambiente, Lima, Perú.

**MINAM. (2019b).** Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú: memoria descriptiva. http://geoservidor.minam.gob.pe/wp–content/uploads/2017/06/MEMORIA–DESCRIPTIVA–MAPA–DE–ECOSISTEMAS.pdf. Ministerio del Ambiente, Lima, Perú.

**Molina, A., Vanacker, V., Rosas–Barturen, M., Ochoa–Tocachi, B. F., Bonnesoeur, V., Román–Dañobeytia, F., Buytaert, W. (2021).** Natural infrastructure interventions and their effect on soil erosion mitigation in the Andes. EGU General Assembly 2021: Gather Online, 19–30 April 2021. European Geosciences Union.

**Montanari, A., Grossi, G. (2008).** Estimating the uncertainty of hydrological forecasts: a statistical approach. *Water Resources Research 44,* W00B08.

**Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., Veith, T. L. (2007).** Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE.* 50(3): 885–900.

**Mosquera, G. M., et al. (2021).** Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. Science of The Total Environment 804: 150112.

**Muñoz, R., Huggel, C., Drenkhan, F., Vis, M., Viviroli, D. (bajo revisión).** Comparing model complexity for glacio–hydrological simulation in the data–scarce peruvian Andes. *Journal of Hydrology: Regional Studies.*

**Nash, J. E., Sutcliffe, J. V. (1970).** River flow forecasting through conceptual models. Part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology*. 27(3), 282–290.

**Neyman, J. (1937).** Outline of a theory of statistical estimation based on the classical theory of probability. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* A. 236 (767): 333–380.

**Ochoa-Tocachi, B. F., Cuadros-Adriazola, J., & Bonnesoeur, V.** (2022). CUBHIC 2.0: Metodologías de cuantificación de beneficios hidrológicos de intervenciones en cuencas – Manual de Uso. Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica, Forest Trends, Lima, Perú.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Buytaert, W., De Bièvre, B., et al. (2016a).** Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrological Processes* 30: 4074–4089.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Buytaert, W., De Bièvre, B. (2016b).** Regionalization of land–use impacts on streamflow using a network of paired catchments. *Water Resources Research* 52: 6710–6729.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Buytaert, W., Antiporta, J., et al. (2018a).** High–resolution hydrometeorological data from a network of headwater catchments in the tropical Andes. *Scientific Data* 5: 180080.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Torres, S., Ochoa–Tocachi, E. (2018b).** *Diagnóstico, alcance y propuesta metodológica. Estudio del retorno sobre la inversión de las intervenciones del FONAG.* ATUK Consultoría Estratégica y Fondo de Protección del Agua (FONAG), Quito, Ecuador.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Bardales, J. D., Antiporta, J., et al. (2019a).** Potential contributions of pre–Inca infiltration infrastructure to Andean water security. *Nature Sustainability* 2: 584–593.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Tenelanda–Patiño, D. O., Ochoa–Tocachi, E., et al. (2019b).** *Modelo hidrológico FONAG fortalecido y automatizado. Generar y actualizar insumos y herramientas hidro–informáticas e hidroeconómicas para apoyar la toma de decisiones en la planificación hídrica del FONAG.* ATUK Consultoría Estratégica y Fondo de Protección del Agua (FONAG), Quito, Ecuador.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Alemie, T. C., Guzman, C. D., et al. (2019c).** Sensitivity analysis of the parameter–efficient distributed (PED) model for discharge and sediment concentration estimation in degraded humid landscapes. *Land Degradation and Development 30:* 151–165.

**Ochoa–Tocachi, B. F. (2020).** *Análisis de sensibilidad de los modelos CUBHIC. Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica.* Imperial College London y Forest Trends, Lima, Perú.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Tenelanda–Patiño, D. O., Ochoa–Pérez, P., et al. (2020a).** *Módulo de calibración automática del modelo FONAG 2.1. Generar y actualizar insumos y herramientas hidro–físicas, hidrométricas, hidro–informáticas e hidroeconómicas para apoyar la toma de decisiones en la planificación hídrica del FONAG.* ATUK Consultoría Estratégica y Fondo de Protección del Agua (FONAG), Quito, Ecuador.

**Ochoa–Tocachi, B. F., Tenelanda–Patiño, D. O., Ochoa–Pérez, P., et al. (2020b).** *Módulo de visualización gráfica y dinámica de resultados y análisis de sensibilidad para las salidas del modelo FONAG 2.1. Generar y actualizar insumos y herramientas hidro–físicas, hidrométricas, hidro–informáticas e hidroeconómicas para apoyar la toma de decisiones en la planificación hídrica del FONAG.* ATUK Consultoría Estratégica y Fondo de Protección del Agua (FONAG), Quito, Ecuador.

**Ozment, S., Feltran–Barbieri, R., Hamel, P., et al. (2018).** *Natural infrastructure in São Paulo's water system (World* Resources Institute: Washington DC, USA).

**Palumbi, S. R., Sandifer, P. A., Allan, J. D., Beck, M. W., Fautin, D. G., Fogarty, M. J., Halpern, B. S., Incze, L. S., Leong, J–A., Norse, E., et al. (2008).** Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. F*rontiers in Ecology and the Environment. 7*: 204–211.

**Pianosi, F., Beven, K. J., Freer, J., et al. (2016).** Sensitivity analysis of environmental models: a systematic review with practical workflow. *Environmental Modelling & Software.* 79: 214–232.

**Pianosi, F., Sarrazin, F. & Wagener, T.** (2015), A Matlab toolbox for Global Sensitivity Analysis. Environmental Modelling & Software, 70: 80–85.

**Pianosi, F., Wagener, T. (2015).** A simple and efficient method for global sensitivity analysis based on cumulative distribution functions. *Environmental Modelling & Software.* 67: 1–11.

**Pianosi, F., Wagener, T. (2018).** Distribution–based sensitivity analysis from a generic input–output sample. *Environmental Modelling & Software.* 108, 197–207.

**Potschin, M. B. & Haines–Young, R. H. (2011).** Ecosystem services exploring a geographical perspective, *Progress in Physical Geography* 35: 575–94.

**Redhead, J. W., Stratford, C., Sharps, K. (2016).** Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of The Total Environment.* 569–580: 1418–1426.

**Refsgaard, J. C. (1996).** Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes. In: Abbott M. B. and Refsgaard J. C. (Eds.). *Distributed hydrological modelling,* 17–39. Dordrecht: Kluwer.

**Román, F., Estévez, G., Aste, N., Moles, A. (2020).** Guía HIRO – Herramienta de identificación rápida de oportunidades para la infraestructura natural en la gestión del riesgo de desastres. https://www.forest–trends.org/publications/guia–hiro/

**Ronald, L. Wasserstein & Nicole A. Lazar. (2016).** The ASA's statement on p–values: context, process, and purpose. *The American Statistician,* 70:2, 129–133. doi: 10.1080/00031305.2016.1154108.

**Scharffenberg, B., Bartles, M., Brauer, T., Fleming, M., Karlovits, G. (2016).** *Hydrologic modeling system HEC–HMS user's manual.* U.S. Army Corps of Engineers – Institute for Water Resources – Hydrologic Engineering Center (CEIWR–HEC). CPD–74A.

**Schervish, M. J. (1996).** P values: what they are and what they are not. *The American Statistician*. 50 (3): 203–206. doi:10.2307/2684655. JSTOR 2684655.

**Scholz, L. (1980).** *Generación de caudales mensuales en la sierra del Perú.* Plan Meris II. Cuzco–Perú.

**Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin–Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C. K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A. L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J. (2018).** *InVEST user's guide.* The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

**Singh, V. P. (1995).** Watershed modeling. In: *Computer models of watershed hydrology,* pp. 1–22. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publication.

**Singh, J., Knapp, H. V., Arnold, J., Demissie, M. (2004).** Hydrologic modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association,* 41: 343–360.

**Sieber, A., Uhlenbrook, S. (2005).** Sensitivity analyses of a distributed catchment model to verify the model structure. *Journal of Hydrology.* 310(1): 216–235.

**Sieber, J., Purkey, D. (2015).** *Water evaluation and planning system (WEAP) user guide.* Stockholm Environment Institute SEI–US Water Program.

**Smirnov, N. V. (1939).** On the estimation of the discrepancy between empirical curves of distribution for two independent samples. *Bull. Math. Univ. Moscow* 2: 2.

**Solomatine, D. P., Wagener, T. (2011).** Hydrological modelling (chapter 2.16). In: Treatise on water science, volume 2: *The science of hydrology*, 435–457.

**Spear, R. C., Hornberger, G. M. (1980)**. Eutrophication in peel inlet—II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. *Water Research*. 14(1): 43–49.

**Sterne, J. A., Davey Smith, G. (January 2001).** Sifting the evidence–what's wrong with significance tests? *BMJ*. 322 (7280): 226–31. doi:10.1136/bmj.322.7280.226.

**SUNASS. (2019).** Proyecto de estudio tarifario de EPS Moquegua S. A. (https://www.sunass.gob.pe/wp–content/uploads/2020/09/eps_moquegua_revision_tarifa_–2019_2022.pdf). Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Lima, Perú.

**Tang, G., Clark, M. P., Papalexiou, S. M., Ma, Z., Hong, Y. (2020).** Have satellite precipitation products improved over last two decades? A comprehensive comparison of GPM IMERG with nine satellite and reanalysis datasets. R*emote Sensing of Environment* 240: 111697.

**Tapley, B. D., Bettadpur, S., Ries, J. C., Thompson, P. F., Watkins, M. M. (2011).** GRACE Measurements of mass variability in the earth system. *Science* 305: 503–505.

**Thiemann, M., Trosser, M., Gupta, H., Sorooshian, S. (2001).** Bayesian recursive parameter estimation for hydrologic models. *Water Resources Research* 37: 2521–2536.

**Tung, Y. K. (1996).** Uncertainty and reliability analysis. In: Mays L. W. (Ed.). *Water resources handbook,* pp. 7.1–7.65. New York, NY: McGraw–Hill.

**UICN. (2020a)**. *Estándar global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza* (primera edición). Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

**UICN. (2020b).** *Orientación para usar el Estándar Global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza. Un marco fácil de usar para la verificación, diseño y ampliación de las soluciones basadas en la naturaleza* (primera edición). Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

**Van Meerveld, HJ(I.), Jones, JPG, Ghimire, CP, et al.** Forest regeneration can positively contribute to local hydrological ecosystem services: Implications for forest landscape restoration. J Appl Ecol. 2021; 58: 755– 765.

**Vaze, J., Jordan, P., Beecham, R., Frost, A., Summerell, G. (2011).** Guidelines for rainfall–runoff modelling: towards best–practice model application. e*Water Cooperative Research Centre*.

**Virtual Terrain Project. (2021).** Disponible en http // vterrain.org/Misc/usgs_data.html.

**Vrugt, J. A., Gupta, H. V., Bouten, W., Sorooshian, S. (2003).** A shuffled complex evolution metropolis algorithm for optimization and uncertainty assessment of hydrologic model parameters. *Water Resources Research* 39(8): 1201.

**Vrugt, J. A., ter Braak, C. J. F., Clark, M. P., Hyman, J. M., Robinson, B. A. (2008a).** Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. *Water Resources Research* 44: W00B09.

**Vrugt JA, ter Braak, C. J. F., Gupta, H. V., Robinson, B. A. (2008b)**. Equifinality of formal (DREAM) and informal (GLUE) bayesian approaches in hydrologic modeling? *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 23: 1011–1026.

**Wagener, T., McIntyre, N., Lees, M. J., Wheater, H. S., Gupta, H. V. (2003).** Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall–runoff modelling: dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes* 17(2): 455–476.

**Willems, B., Leyva–Molina, W. M., Taboada–Hermoza, R., Bonnesoeur, V., Román, F., Ochoa–Tocachi, B. F., Buytaert, W., Walsh, D. (2021).** Impactos de andenes y terrazas en el agua y los suelos: *¿qué sabemos? Resumen de políticas*, Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica, Forest Trends, Lima, Perú.

**Winsemius, H. C., Schaefli, B., Montanari, A., Savenije, H. H. G. (2009).** On the calibration of hydrological models in ungauged basins: a framework for integrating hard and soft hydrological information. *Water Resources Research,* 45, W12422.

**Woolhiser, D. A., Smith, R. E., Goodrich, D. C. (1990).** KINEROS, *a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual.* U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS–77.

**WWAP. (2018).** *The United Nations world water development report 2018: nature–based solutions.* Paris, UNESCO.





Foto: Denis Justo Mayhua Coaquira



Foto: Bruno Bernal

## www.infraestructuranatural.pe

El proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica promueve la conservación, restauración y recuperación de los ecosistemas a nivel nacional, formando alianzas con organizaciones públicas y privadas para reducir los riesgos hídricos como sequías, inundaciones y contaminación del agua.

El proyecto es promovido y financiado por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) y el Gobierno de Canadá y ejecutado por Forest Trends, CONDESAN, la Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA), EcoDecisión e investigadores del Imperial College London.

¿Cómo citar este documento?

Ochoa-Tocachi, B. F., Cuadros-Adriazola, J., Arapa Guzman, E., Aste Cannock, N., Ochoa-Tocachi, E., Bonnesoeur, V. (2022). Guía de modelación hidrológica para la infraestructura natural. Forest Trends, Lima, Perú.

USAID DEL PUEBLO DE LOS ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA

Canadá

FOREST TRENDS

CONDESAN

SPDA

EcoDecisión

Imperial College London

atUK