

GUÍA METODOLÓGICA PARA DETERMINAR EL CAUDAL AMBIENTAL PARA CENTRALES HIDROELÉCTRICAS EN EL SEIA



GUÍA METODOLÓGICA PARA DETERMINAR EL CAUDAL AMBIENTAL PARA CENTRALES HIDROELÉCTRICAS EN EL SEIA

Editor: Servicio de Evaluación Ambiental

Diseño y Diagramación: Gráfica Metropolitana
www.graficametropolitana.cl

Fotografías portada:

- Cristian Lineros Luengo
- Ricardo Mondino Ramos

2016
Chile

La Guía Metodológica para Determinar el Caudal Ambiental para Centrales Hidroeléctricas en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental fue elaborada por la División de Evaluación Ambiental y Participación Ciudadana del Servicio de Evaluación Ambiental, con la colaboración de la División Jurídica.

Agradecemos la labor realizada por los profesionales de EcoHyd, Plataforma de Investigación en Ecohidrología y Ecohidráulica, en cuya consultoría se basa la presente guía, en particular a Matías Peredo, quien actuó como Jefe de Proyecto de la consultoría, y a su equipo de trabajo.

También agradecemos a todas las personas que participaron como contraparte técnica de la consultoría, especialmente a los profesionales del Servicio de Evaluación Ambiental y de los siguientes organismos: Dirección General de Aguas, Servicio Nacional de Pesca, Subsecretaría Nacional de Pesca y Ministerio de Energía. Agradecemos especialmente a los profesionales del Ministerio de Energía por sus importantes aportes a la Guía.

Por último, agradecemos a los consultores y expertos en el tema que asistieron al taller de presentación de la Guía y cuyos valiosos aportes se ven reflejados en esta versión final del documento.

PRESENTACIÓN

Dentro de las funciones del Servicio de Evaluación Ambiental está el uniformar criterios, requisitos, condiciones, antecedentes y exigencias técnicas de evaluación mediante la elaboración, entre otros, de guías. En este marco, la presente Guía tiene como objetivo general contribuir a uniformar criterios para la determinación del régimen de caudal ambiental en proyectos de centrales hidroeléctricas que se presentan al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, incorporando criterios hidrológicos, valoración de servicios ecosistémicos y usos antrópicos, junto con las características del proyecto, de manera coordinada.

Esperamos que la presente Guía establezca el marco de referencia y oriente la evaluación ambiental en el establecimiento de caudales ambientales en aquellos proyectos hidroeléctricos que lo requieren y signifique un avance en la tecnificación del SEIA y en la reducción de los márgenes de discrecionalidad en la toma de decisiones. En suma, se espera que permita mejorar la calidad de la evaluación ambiental de los proyectos y nos acerque más al desarrollo sustentable del país.

**Dirección Ejecutiva
Servicio de Evaluación Ambiental**

ÍNDICE

SIGLAS	10
1.INTRODUCCIÓN	12
1.1. Alcances generales de la evaluación de impacto ambiental	12
1.2. Objetivos y alcances de la guía	13
1.3. Marco conceptual	15
1.3.1. Definición de caudal ambiental	15
1.3.2. Metodologías de cálculo de caudal ambiental	17
2. PROCEDIMIENTO PARA LA DETERMINACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL	17
2.1. ETAPA I. Descripción del sistema fluvial	18
2.1.1. Caracterización del sistema	19
2.1.1.1. Caracterización hidrológica	20
2.1.1.2. Caracterización morfológica	22
2.1.1.3. Caracterización fisicoquímica	28
2.1.1.4. Caracterización ecológica	29
2.1.1.5. Caracterización de zonas ribereñas	30
2.1.1.6. Caracterización antrópica	31
2.1.2. Descripción del proyecto hidroeléctrico	33
2.1.2.1. Caracterización del tipo de captación o bocatoma	34
2.1.2.2. Obras de restitución	36
2.1.2.3. Regla de operación de la central hidroeléctrica	37
2.1.3. Identificación de áreas de importancia ambiental	37
2.1.3.1. Área de importancia ecológica	37
2.1.3.2. Área de usos antrópicos	38
2.1.4. Valoración de la calidad del sistema en las AIA	39
2.1.4.1. Valoración de la calidad del sistema en el AIA	39
2.1.4.2. Valoración de la alteración hidromorfológica	42
2.2. ETAPA II. Elección y desarrollo del método	46
2.2.1. Identificación grupo de métodos	47
2.2.2. Selección de especie objetivo y actividad antrópica	48
2.2.2.1. Selección de especie objetivo a partir de la caracterización ecológica	48
2.2.2.2. Selección de especie objetivo a partir de la caracterización de las zonas ribereñas	49
2.2.2.3. Selección de actividades antrópicas	50
2.2.3. Determinación del método a utilizar	51
2.2.3.1. Criterios de elección	51
2.2.3.2. Cuadro de ajuste para la elección del método	53
2.2.4. Procedimiento para determinar el caudal ambiental	55
2.2.4.1. Definición del subtramo	55
2.2.4.2. Obtención de datos en terreno	56
2.2.4.3. Determinación de requerimientos ambientales	59
2.3. ETAPA III. Determinación y validación del régimen de caudal ambiental	60
2.3.1. Determinación del régimen de caudal ambiental	61
2.3.1.1. Caudal mínimo: régimen intranual	61
2.3.1.2. Crecidas ordinarias: régimen interanual	64

2.3.2. Validación hidrológica	66
2.4. ETAPA IV. Evaluación ambiental y plan de seguimiento para el régimen de caudal ambiental	66
2.4.1. Evaluación ambiental	66
2.4.2. Plan de seguimiento para el régimen de caudal ambiental	67
2.4.2.1. Monitoreo de la hidrología	68
2.4.2.2. Monitoreo de la morfología fluvial	68
2.4.2.3. Monitoreo de zonas ribereñas	68
2.4.2.4. Monitoreo de las comunidades ecológicas	69
2.4.2.5. Monitoreo de la calidad fisicoquímica	69
2.4.2.6. Monitoreo de actividades antrópicas	69
3. CONSIDERACIONES GENERALES	70
3.1. Inclusión de afluentes en el cálculo del caudal ambiental	70
3.2. Presentación de resultados para la estimación de caudal ambiental	70
3.3. Implementación del caudal ambiental con obras adecuadas y efectivas	70
4. MÉTODOS	71
4.1. Métodos hidrológicos	71
4.1.1. Método de aproximación por rangos de variabilidad	71
4.1.2. Método del caudal básico de mantenimiento	74
4.2. Métodos hidráulicos	78
4.2.1. Incorporación en la metodología	78
4.2.2. Selección de la especie objetivo y elección del método	79
4.2.3. Elección de las secciones	79
4.2.4. Toma de datos en terreno	80
4.2.5. Determinación de los requerimientos ambientales	80
4.2.6. Determinación del régimen de caudal ambiental	81
4.3. Métodos de simulación hidráulica	83
4.3.1. Elección del subtramo	85
4.3.2. Toma de datos en terreno	85
4.3.3. Determinación de los requerimientos ambientales	86
4.3.4. Determinación del régimen de caudal ambiental	86
4.4. Métodos de simulación del hábitat físico	88
4.4.1. Elección del subtramo	89
4.4.2. Toma de datos en terreno	89
4.4.3. Determinación de los requerimientos ambientales	90
4.4.4. Determinación del régimen de caudal ambiental	91
BIBLIOGRAFÍA	95

SIGLAS

Las principales siglas que se utilizan en esta Guía son:

AI	: Área de Influencia
AIA	: Área de Importancia Ambiental
AIE	: Área de Importancia Ecológica
AUA	: Área de Uso Antrópico
DIA	: Declaración o Declaraciones de Impacto Ambiental
DGA	: Dirección General de Aguas
EIA	: Estudio o Estudios de Impacto Ambiental
OAECA	: Órgano u Órganos de la Administración del Estado con Competencia Ambiental
RCA	: Resolución de Calificación Ambiental
SEA	: Servicio de Evaluación Ambiental
SEIA	: Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental

1

INTRODUCCIÓN

1.1

Alcances generales de la evaluación de impacto ambiental

Según lo establecido por el marco legal vigente, la evaluación de impacto ambiental es el procedimiento orientado a determinar si el impacto ambiental de una actividad o proyecto se ajusta a las normas vigentes¹. Como tal, debe contemplar mecanismos a través de los cuales se determina el referido impacto y su significancia, así como el cumplimiento de las normas ambientales aplicables. La Ley N° 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, establece que dicho procedimiento está a cargo del SEA.

En términos generales, la evaluación de impacto ambiental en el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) se basa en el análisis de las partes, obras y acciones de un proyecto o actividad a ejecutarse y cómo éstas alteran los componentes del medio ambiente. Tal ejercicio se realiza previo a la ejecución del proyecto o actividad y, por tanto, se basa en una predicción de la evolución de los componentes ambientales en los escenarios con y sin proyecto. Esto requiere conocer la descripción de dichos componentes en su estado previo a la ejecución del proyecto.

En primer lugar, el titular de un proyecto o actividad debe analizar si éste se encuentra en el listado de tipologías susceptibles de causar impacto ambiental, en cualquiera de sus fases, que deben someterse al SEIA; listado establecido en el artículo 10 de la Ley N° 19.300 y artículo 3 del DS N°40 de 2012, del Ministerio de Medio Ambiente, Aprueba Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (Reglamento del SEIA).

A continuación, si el proyecto o actividad debe ser sometido al SEIA, es responsabilidad del titular definir la modalidad de ingreso, ya sea a través de un Estudio de Impacto Ambiental (EIA) o una

Declaración de Impacto Ambiental (DIA). Para ello, corresponde el análisis del artículo 11 de la Ley N° 19.300, donde se establece que los proyectos que se sometan al SEIA requieren la elaboración de un EIA si generan o presentan a lo menos uno de los siguientes efectos, características o circunstancias:

- a) Riesgo para la salud de la población, debido a la cantidad y calidad de efluentes, emisiones o residuos;
- b) Efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire;
- c) Reasentamiento de comunidades humanas, o alteración significativa de los sistemas de vida y costumbres de grupos humanos;
- d) Localización en o próxima a poblaciones, recursos y áreas protegidas, sitios prioritarios para la conservación, humedales protegidos y glaciares, susceptibles de ser afectados, así como el valor ambiental del territorio en que se pretende emplazar;
- e) Alteración significativa, en términos de magnitud o duración, del valor paisajístico o turístico de una zona;
- f) Alteración de monumentos, sitios con valor antropológico, arqueológico, histórico y, en general, los pertenecientes al patrimonio cultural.

De acuerdo a lo anterior, la generación o presencia de uno de estos efectos, características o circunstancias hace necesario que el titular del proyecto o actividad elabore un EIA, el cual debe considerar las materias contenidas en el artículo 12 de la Ley N° 19.300 y los artículos 12, 13, 14, 15, 16, 17 y 18 del Reglamento del SEIA.

¹ Ref. definición de Evaluación de Impacto Ambiental, letra j) del artículo 2° de la Ley N° 19.300.

Por el contrario, y de acuerdo al artículo 18 de la Ley N° 19.300, si el proyecto o actividad no genera ninguno de los efectos, características o circunstancias antes señalados, se presentará una DIA para someterse al SEIA, la que debe considerar las materias contenidas en el artículo 12 bis de la Ley N° 19.300 y los artículos 12, 13, 14, 15, 16, 17 y 18 del Reglamento del SEIA.

En consecuencia, la evaluación de impacto ambiental es el procedimiento en que, a través de un EIA o una DIA, debe demostrarse que el proyecto o actividad cumple con las normas ambientales aplicables. Además, en el caso de un EIA se debe acreditar que el proyecto o actividad se hace cargo de los efectos, características y circunstancias, enunciados en el artículo 11 de la Ley N° 19.300, que genera o

presenta, mediante la definición e implementación de medidas y justificar la inexistencia de los demás efectos, características o circunstancias. En el caso de una DIA, se debe justificar la inexistencia de efectos, características y circunstancias del artículo 11 de la Ley N° 19.300. El titular puede proponer compromisos ambientales voluntarios², como es el caso particular de un régimen de caudal ambiental, que garantice que los efectos de la extracción o retención del agua no alteren las condiciones ecológicas del cauce (bióticas y abióticas), los servicios ecosistémicos que presta, ni las actividades que se desarrollan o que dependen de él. La autoridad, por su parte, debe verificar y certificar el cumplimiento de la normativa ambiental aplicable y calificar la pertinencia, efectividad e idoneidad de las medidas ambientales propuestas.

1.2 Objetivos y alcances de la guía

En el proceso de evaluación ambiental de proyectos hidroeléctricos, es común que el titular de un proyecto que se somete al SEIA seleccione y desarrolle distintos métodos de cálculo del régimen de caudal. La selección de uno o más métodos por lo general se realiza en base a juicio experto. Por otra parte, estos métodos son desarrollados y presentados al SEIA con distintos criterios que dificultan el proceso de evaluación.

La presente Guía tiene como objetivo general contribuir a uniformar criterios para la determinación del régimen de caudal ambiental³ en proyectos de centrales hidroeléctricas que se presentan al SEIA. El caudal ambiental puede ser propuesto por el titular, o exigido por la autoridad durante el proceso de evaluación, para hacerse cargo de los impactos de la alteración del régimen hidrológico, sedimentológico

o geomorfológico, y otros impactos que se derivan de aquellos, es decir, como compromiso ambiental voluntario, condición o exigencia para verificar que no se generan impactos significativos, o medida de mitigación, según corresponda⁴ (ver Figura 1). En este sentido, la pertinencia de que un proyecto deba proponer o establecer un caudal ambiental debe evaluarse caso a caso.

² De acuerdo a lo establecido en la letra d) del artículo 19 del Reglamento del SEIA, entre dichos compromisos se puede considerar los que se hacen cargo de los impactos no significativos y los asociados a verificar que no se generan impactos significativos. Por su parte, la letra e) del artículo 2° del Reglamento del SEIA señala que los impactos ambientales serán significativos cuando generen o presenten alguno de los efectos, características o circunstancias del artículo 11 de la Ley N° 19.300, conforme a lo establecido en el Título II de dicho Reglamento.

³ El concepto de caudal ambiental se define en la sección 1.3.1 de este documento.

⁴ En caso de que dicho impacto sea significativo se trata de una medida de mitigación; en caso de tratarse de un impacto no significativo puede tratarse de un compromiso ambiental voluntario o una condición o exigencia.

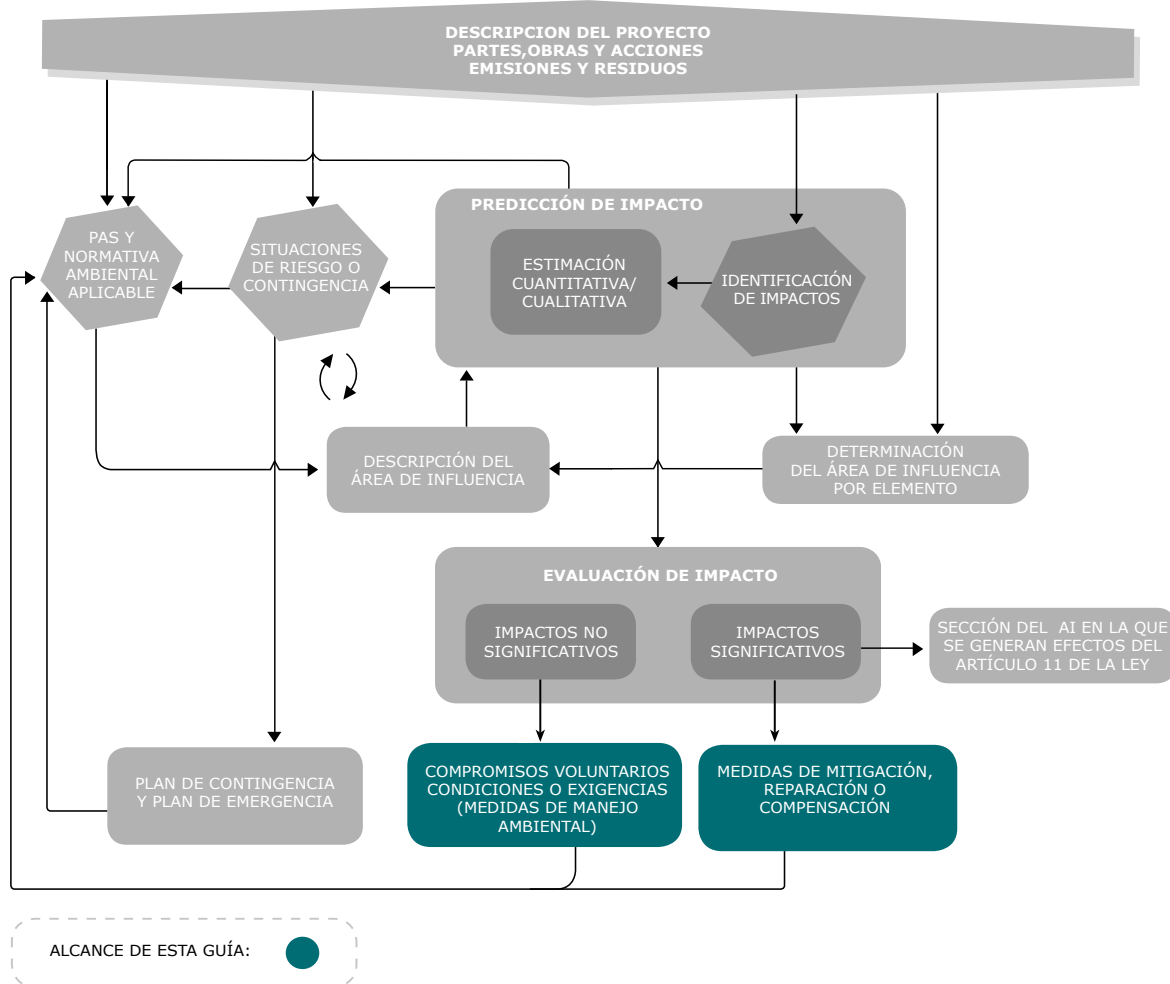


Figura 1. Alcance de esta Guía en el proceso de evaluación ambiental

Fuente: elaboración propia

En este contexto, el documento expone un procedimiento que permite seleccionar, dentro de un grupo de métodos, el más adecuado para calcular un caudal ambiental como un régimen, considerando la valoración de los servicios ecosistémicos, los usos antrópicos existentes en un cauce y las características del proyecto. A su vez, entrega herramientas para facilitar una mejor evaluación por parte de los órganos de la administración del Estado con competencia ambiental (OAECA). Por tanto, la Guía tiene los siguientes objetivos específicos:

- Proveer criterios para seleccionar el o los métodos más adecuados para calcular el caudal ambiental.

- Proveer criterios que permitan evaluar diferentes condiciones de caudal ambiental.
- Proveer criterios y recomendaciones para realizar el trabajo de campo como también recomendaciones de cómo presentar la información al SEIA.
- Facilitar la predicción y evaluación del potencial impacto de un proyecto, producto de la alteración de caudal, en el ecosistema y en los usos antrópicos que dependen de éste.

Los requisitos que establece este documento concuerdan con los contenidos mínimos y criterios de evaluación establecidos en la Ley N° 19.300 y en el Reglamento del SEIA, cuyo cumplimiento es de exclusiva responsabilidad de todo titular de proyecto que se presenta al SEIA. Dependiendo de las características particulares del proyecto y del ecosistema fluvial, en ciertos casos pudiera requerirse la presentación de otros antecedentes en el EIA o en la DIA relevantes para la evaluación, lo que se determina en función de las características propias de cada proyecto y su emplazamiento, siendo este análisis de responsabilidad del titular. Por otra parte, al tener requisitos en común, esta guía se complementa con otras como, por ejemplo, la "Guía para la Evaluación de Impacto Ambiental de Centrales de Generación de Energía Hidroeléctrica de Potencia Menor a 20 MW" del Servicio de Evaluación Ambiental y del Ministerio de Energía (2012)⁵; y la "Guía de Apoyo para Desarrolladores de Proyectos Minihidroeléctricos"

del Centro de Energías Renovables (CER) y la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO) (Tello, 2011).

Cabe destacar que esta guía ha sido diseñada de forma que su estructura facilite la comprensión del lector, incorporando detalles metodológicos en la medida que las características propias del ecosistema fluvial y del proyecto así lo ameriten.

De acuerdo a lo dispuesto en la Ley N° 19.300, el Reglamento del SEIA y el Ord. SEA N° 151276 de 07 de agosto de 2015, en los procesos de evaluación ambiental se debe observar el contenido de esta Guía; la que para efectos de una continua mejora podría ser objeto de revisión y actualización permanente por parte del Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) y de los órganos competentes, con el fin de retroalimentarla de acuerdo a las particularidades que surjan en su aplicación.

1.3 Marco conceptual

1.3.1. Definición de caudal ambiental

El caudal ambiental tiene muchas acepciones en el mundo, dependiendo de los aspectos que son incluidos en su definición, tales como aspectos ecológicos, sociales, entre otros. La definición más aceptada a nivel mundial, y que puede ser aplicada en Chile en el contexto del SEIA, es la desarrollada en la Declaración de Brisbane realizada en el año 2007⁶, en donde se señala que *"los caudales ambientales son los flujos de agua, el momento de su aplicación y la calidad de las aguas precisos para mantener los ecosistemas de agua dulce y de los estuarios, así como los medios de subsistencia y bienestar de las personas que dependen del ecosistema"*.

En el contexto del SEIA, la adopción del término 'caudal ambiental' tiene por objeto diferenciarlo del 'caudal ecológico mínimo' al que se refiere el Código de Aguas. Tal como se indicó anteriormente, en el SEIA el compromiso de respetar el caudal ambiental puede corresponder a una medida de mitigación establecida para hacerse cargo de un impacto adverso significativo de un proyecto, que incorpora una visión integral del sistema fluvial, o bien, a un compromiso ambiental voluntario. Por su parte, el caudal ecológico mínimo es establecido por la Dirección General de Aguas (DGA) al otorgar derechos de aprovechamiento de aguas, considerando principalmente criterios hidrológicos (ver Figura 2).

⁵ Disponible en el Centro de Documentación del sitio www.sea.gob.cl.

⁶ Declaratoria sobre los aspectos clave y agenda de acción global para proteger los ríos a nivel mundial. Disponible en <http://www.eflownet.org/viewinfo.cfm?linkcategoryid=4&linkid=64&siteid=1&FuseAction=display>

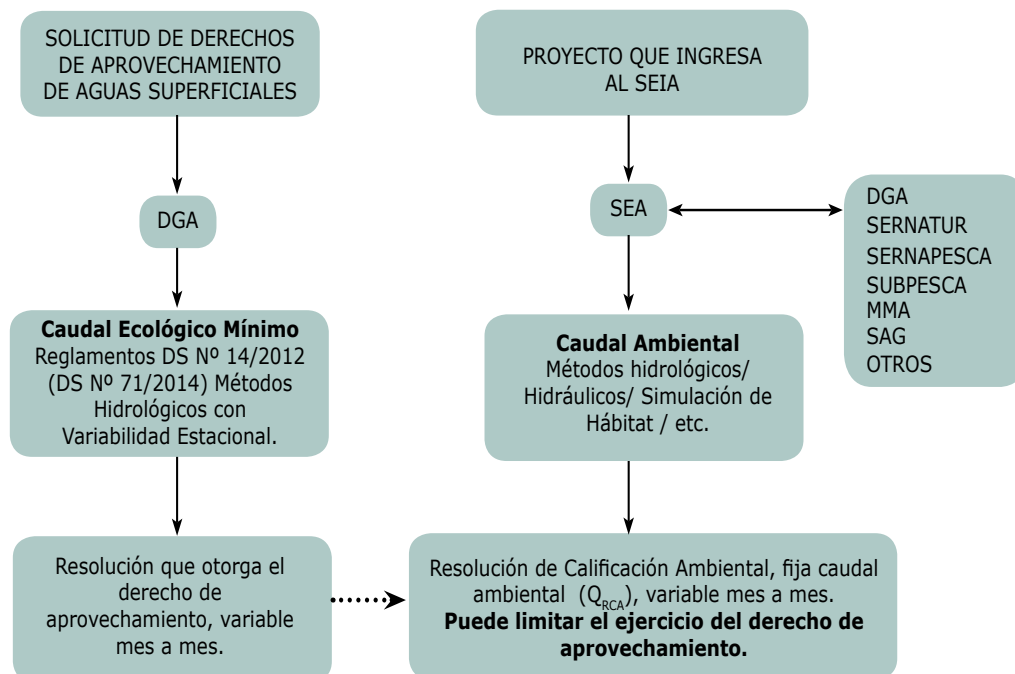


Figura 2. Establecimiento de caudal ecológico mínimo y régimen de caudal ambiental

Simbología: DGA=Dirección General de Aguas; Sernatur=Servicio Nacional de Turismo; Sernapesca=Servicio Nacional de Pesca; Subpesca=Subsecretaría de Pesca; MMA=Ministerio del Medio Ambiente; SAG= Servicio Agrícola y Ganadero
Fuente: modificada de Riestra, 2007

En el SEIA el titular de un proyecto puede comprometerse a respetar un régimen de caudal ambiental distinto al caudal ecológico mínimo otorgado por la DGA, considerando criterios técnicos de carácter ecológico, social, hidrológico u otros, dependiendo del caso. La idoneidad de dicho caudal, contenido en el EIA o en la DIA del proyecto, es evaluada en el proceso de evaluación ambiental, quedando establecido finalmente en la Resolución de Calificación Ambiental (RCA). Debido a la integración de los conocimientos técnicos específicos de diversos OAECA, la instancia de evaluación de un caudal ambiental dentro del SEIA permite que se valoren los distintos servicios del sistema de manera coordinada y global.

Particularmente, para el caso de proyectos hidroeléctricos que utilicen agua almacenada en embalses existentes o de canales de regadío, o que pretendan utilizar derechos de aprovechamiento de carácter consuntivo que se encuentren en ejercicio, se debe considerar si el proyecto genera alteraciones al régimen hidrológico, sedimentológico o geomorfológico del cauce natural que intervendría el proyecto, y otros impactos que se derivan de

aquellos. De ser adicionales a los ya causados por las actividades preexistentes, se deben evaluar los impactos ambientales de estas alteraciones, así como la eventual necesidad de implementar un régimen de caudal ambiental como compromiso ambiental voluntario o medida de mitigación. En caso de implementarse, éste debe ser aplicado al cauce natural que puede ser afectado, y no a las obras de riego artificiales.

Cabe reiterar que, en el marco de la evaluación ambiental de un proyecto o actividad, la Comisión de Evaluación o el Director Ejecutivo del SEA, según corresponda, puede restringir el ejercicio de un derecho de aprovechamiento otorgado en primera instancia por la DGA, respecto de dicho proyecto o actividad, en base a todos los criterios antes señalados⁷.

⁷ El Decreto Supremo N° 14, de 2012, del Ministerio del Medio Ambiente, Reglamento para la Determinación del Caudal Ecológico Mínimo, (modificado por el DS N° 71, de 2014, del Ministerio del Medio Ambiente), señala en su artículo 12 que "La fijación del caudal ecológico es sin perjuicio de lo que puedan establecer otras autoridades en el ámbito de sus respectivas competencias".

1.3.2. Metodologías de cálculo de caudal ambiental

Existe una gran cantidad de metodologías para determinar caudales ambientales, las que presentan limitaciones y ventajas. Tharme (2003) realizó una recopilación de más de 200 metodologías utilizadas en 50 países. Entre éstos destacan los Métodos Hidrológicos (29,5%), Hidráulicos (11,1%), Simulación del Hábitat Físico (28,0%), Métodos combinados de los anteriores y otras aproximaciones (23,7%); y Holísticos (7,7%). Las diferencias en los métodos no implican necesariamente que unos sean mejores que otros, ya que la idoneidad de su implementación depende de diversos factores que se discuten en la presente Guía.

Debido a esta diversidad de metodologías, la elección del procedimiento más adecuado para determinar caudales ambientales no es sencilla (Jowett, 1997; Acreman & Dunbar, 2004) y depende de las características del sistema fluvial (Beca, 2008), de la información existente en el cauce a intervenir (Carvajal-Escobar, 2008), del nivel de alteración hidrológica (Beca, 2008) o incluso del nivel de controversia que puede causar en la comunidad su determinación (Hatfield *et al.*, 2003). En este sentido, cobran relevancia los criterios

para la elección del método más adecuado y su aplicación en la evaluación de impacto ambiental de proyectos que pueden alterar los recursos hídricos.

Esta Guía y los criterios que presenta se basan en:

- a) El estudio realizado por la DGA (2008) titulado "Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa y en estado de conservación crítico".
- b) Las metodologías internacionales "*Instream Flow Incremental Methodology*" (sigla en inglés, IFIM) aplicada en Estados Unidos (Bovee *et al.*, 1998), "*Downstream Response to Imposed Flow Transformation*" (sigla en inglés, DRIFT) aplicada en Sudáfrica (King *et al.*, 2003), y la metodología realizada por Beca (2008) para Nueva Zelanda.
- c) Las características de los proyectos hidroeléctricos en Chile.

El procedimiento presentado en esta Guía consta de cuatro etapas (ver Figura 3), que incorporan

2

PROCEDIMIENTO PARA LA DETERMINACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL

flexibilidad para guiar al titular en la elección del método adecuado en función de los servicios ecosistémicos que presta el río, la calidad del sistema fluvial y el nivel de alteración predicho en el río producto de la operación del proyecto hidroeléctrico. Toda la información requerida para utilizar este procedimiento debiera formar parte de la descripción del Área de Influencia (AI), del capítulo de línea de base⁸ o en los antecedentes que justifican la inexistencia de efectos, características o

circunstancias del artículo 11 de la Ley N° 19.300⁹. No obstante lo anterior, el titular debe corroborar que la información cumple con los contenidos mínimos que permiten la correcta aplicación de esta guía. En efecto, para un EIA o una DIA, la recopilación de información y preparación de antecedentes de los distintos componentes ambientales se deben planificar y coordinar considerando la información mínima requerida para la determinación del régimen de caudal ambiental.

⁸ El lector puede apoyarse en la "Guía para la Evaluación de Impacto Ambiental de Centrales de Generación de Energía Hidroeléctrica de Potencia Menor a 20 MW" (Servicio de Evaluación Ambiental y Ministerio de Energía, 2012. Disponible en el Centro de Documentación del sitio www.sea.gob.cl).

⁹ Tanto en una DIA como en un EIA debe presentarse una descripción general del AI (Ref. letra d del artículo 18 y letra b.1 del artículo 19, ambos del Reglamento del SEIA). En el caso de un EIA, se debe presentar además una descripción detallada de aquellos elementos del medio ambiente que se encuentran en el AI y que dan origen a la necesidad de presentar un EIA (Ref. letra e del artículo 18 del Reglamento del SEIA).

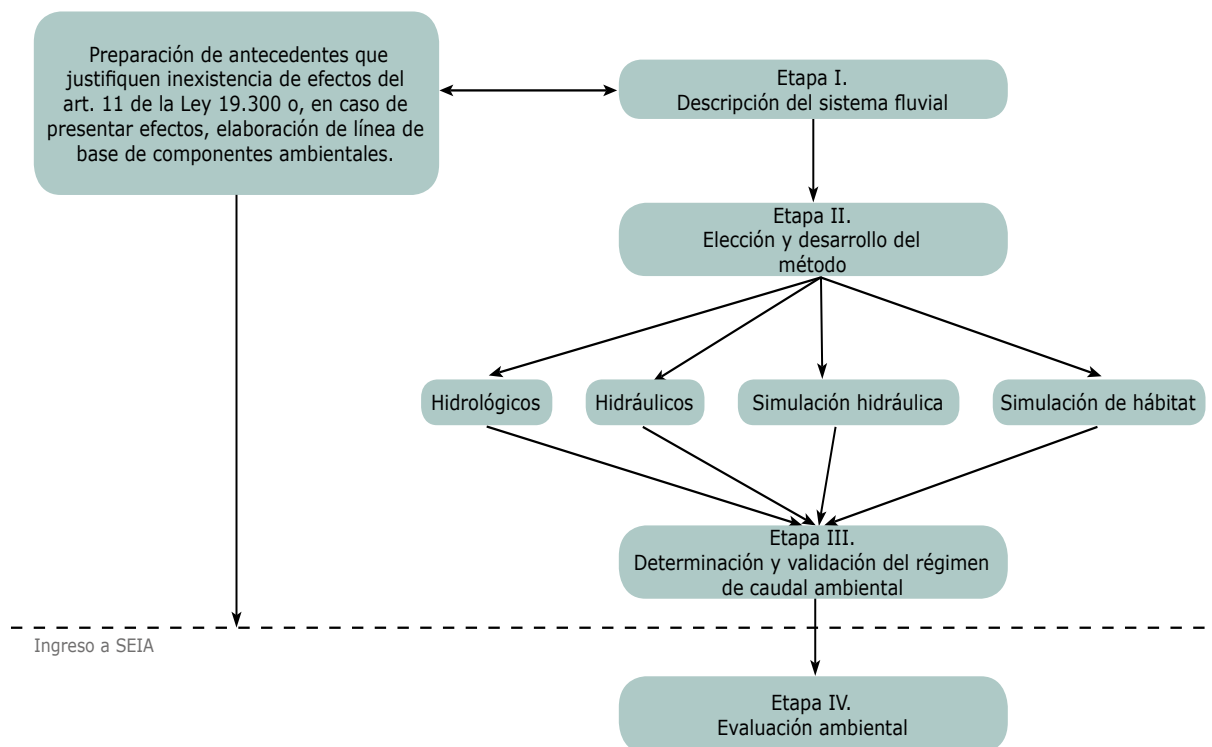


Figura 3. Procedimiento genérico para la determinación del caudal ambiental

Fuente: EcoHyd, 2011

El procedimiento para la determinación y aplicación de un régimen de caudal ambiental se puede resumir en:

- Etapa I: Descripción del sistema fluvial
- Etapa II: Elección y desarrollo del método
- Etapa III: Determinación y validación del régimen de caudal ambiental
- Etapa IV: Evaluación ambiental

2.1 ETAPA I. Descripción del sistema fluvial

El objetivo de esta etapa es evaluar y valorar el ecosistema fluvial que sería intervenido por el proyecto. Para esto, se debe realizar un análisis en base a la descripción del sistema que sería intervenido y las características del proyecto hidroeléctrico. Cabe recalcar que toda la información requerida para evaluar y valorar el sistema (p. ej., hidrología, ecosistemas acuáticos continentales, paisaje, entre otros), debiera estar contenida en el capítulo de línea de base de un EIA o en los antecedentes que justifican la inexistencia de efectos, características o circunstancias del artículo 11 de la Ley N° 19.300, que prepara el titular

para ingresar al SEIA, por lo tanto, no debiese ser necesario realizar un estudio adicional. Como se mencionó con anterioridad, esta información debiera acotarse al AI, y en esta última determinar las Áreas de Importancia Ambiental (AIA), entregando como resultado final una valoración del sistema. En consecuencia, esta etapa se compone de los siguientes elementos:

- Caracterización del sistema
- Descripción del proyecto hidroeléctrico
- Identificación de las AIA
- Valoración ambiental del sistema en el AI

Si bien el AI es definida en la evaluación ambiental que realiza el titular, es importante destacar que ésta se determina para cada elemento ambiental afectado, tomando en consideración los impactos ambientales potencialmente significativos sobre ellos, así como el espacio geográfico en el cual se emplazan las partes, obras y acciones del proyecto, por lo que para su definición en la evaluación ambiental se debiese considerar como mínimo lo siguiente:

- En general, el AI para la evaluación del caudal ambiental se vincula principalmente a la hidrología, al ecosistema acuático, la zona ribereña y la llanura de inundación (de producirse), definidas por la ubicación de las obras civiles de extracción y restitución del proyecto hidroeléctrico.
- Para los casos de centrales hidroeléctricas de pasada, se considera que el AI abarca la zona de captación, que corresponde al tramo de río que se encuentra entre el punto de captación (bocatoma) y el de restitución del proyecto hidroeléctrico. La principal modificación que presenta el río en este tramo es la disminución del caudal. Además, se considera que abarca la zona de restitución, siendo el tramo de río que se encuentra aguas abajo del punto de

restitución de la central hidroeléctrica, donde pueden (según el tipo de bocatoma y la restitución) presentarse alteraciones debido a la operación. Esta restitución puede generar una variación de caudal diaria o incluso horaria (*hydropeaking*), lo que se traduce en grandes variaciones del caudal, mayor a las que ocurren bajo el régimen actual en el río. En este sentido, establecer un régimen de caudal ambiental, en esta área, busca disminuir las alteraciones del cauce producto de las oscilaciones de caudal, asociadas a la regla de operación de la central.

- Para los proyectos que no contengan embalse de contrapunta que permitan minimizar sus efectos en la variación del régimen hidrológico, el límite aguas abajo del AI de restitución depende de las características del río, así como de los impactos ambientales potenciales sobre las características ecológicas y las actividades antrópicas identificadas a lo largo del río.
- En los casos de proyectos hidroeléctricos de embalse, con variación en el régimen hidrológico, ya sea diaria, horaria u otra, el AI para definir el caudal ambiental abarca desde el pie de presa hasta un límite aguas abajo de la restitución, el que podría llegar en algunos casos a la desembocadura del río.

2.1.1. Caracterización del sistema

Para establecer el régimen de caudal ambiental, es relevante realizar una apropiada caracterización del sistema, en particular, de la caracterización hidrológica, morfológica, fisicoquímica, ecológica, de zonas ribereñas, y de actividades antrópicas que se realizan en el AI del proyecto. Sin embargo, el nivel de detalle de esta caracterización dependerá del método a emplear para la estimación del caudal ambiental: para proyectos a emplazarse en zonas de alto valor o que generen una alteración posiblemente significativa, la complejidad de los métodos será mayor, lo que implica una caracterización más detallada para suplir los

requerimientos de estos métodos. Así mismo, para proyectos a emplazarse en zonas de menor sensibilidad, o con una alteración posiblemente no significativa, la complejidad de los métodos será menor, y así también los requerimientos de los mismos.

A continuación se abordan los elementos mínimos necesarios de la caracterización del sistema fluvial para la elección del método adecuado para la determinación del régimen de caudal ambiental. Luego de elegido el método, se presenta la información adicional, específica de cada método.

2.1.1.1. Caracterización hidrológica

Para desarrollar una completa caracterización hidrológica orientada a la determinación del caudal ambiental, se requiere contar con el hidrograma del régimen actual del tramo de río en que se emplaza el proyecto, así como de sus afluentes ubicados en el AI, el cual por lo general comprende el tramo de río que se encuentra entre el punto de captación o bocatoma y el de restitución del proyecto hidroeléctrico. El hidrograma debiera permitir lo siguiente:

- caracterizar el tipo de régimen del río (nival, pluvial, nivopluvial, lacustre, efímero, intermitente, glacial, entre otros) y las probabilidades de excedencia de los caudales con el fin de imitar esta periodicidad al determinar el régimen de caudal ambiental;
- identificar la magnitud y temporalidad de las crecidas ordinarias que generan un lavado del cauce (*flushing flows*) y la inundación controlada de las zonas ribereñas;
- capturar la periodicidad con que ocurren las fluctuaciones de fenómenos climatológicos, por ejemplo, el fenómeno del Niño-Niña u otros fenómenos locales.

El régimen hidrológico a caracterizar en el AI es el régimen actual, el cual correspondería al régimen natural en caso de no existir alteraciones de régimen previas dentro del AI o río arriba de la captación.

La longitud de registro requerida de los datos hidrológicos para construir el hidrograma dependerá del tipo de método a implementar como también de la disponibilidad de datos existente. Los Métodos Hidrológicos propuestos en esta Guía requieren contar con una estadística hidrológica mínima de 20 años a una escala diaria, lo que permite a su vez, implementar cualquiera de los otros métodos propuestos. No obstante lo anterior, es posible también implementar los Métodos Hidráulicos, de simulación hidráulica y simulación del hábitat propuestos con datos a una escala de medias mensuales, utilizando técnicas indirectas para estimar las crecidas ordinarias. En caso de contar sólo con datos a escala de medias mensuales, se sugiere contar con una estadística hidrológica mensual mínima de 25 años, tal como indica el estudio de la DGA (2008).

En caso de tener longitudes de registro menores a las recomendadas anteriormente o que el proyecto se emplace en cuencas no monitoreadas, se recomienda realizar estimaciones de caudal mediante técnicas hidrológicas, como la transposición de cuencas u otras cuya idoneidad debe justificar el titular. Estas técnicas debieran calibrarse o validarse con mediciones de aforo en terreno¹⁰ o Modelos Hidrológicos que consideren la relación precipitación-escurrimiento.

Podrían existir actividades productivas que hagan uso de recursos hídricos dentro del AI. En este caso, la caracterización hidrológica debe considerar los caudales utilizados con el fin de describir las entradas y salidas actuales del sistema, ya que esta información es útil para conocer la variación de caudales en el AI. La información relevante en este caso son los derechos de agua, tanto en cantidad como tipo de derecho, asociados a cada actividad, así como la ubicación de las obras de captación y restitución, cuando corresponda, para asegurar los derechos de agua de terceros. Dicha información puede ser obtenida desde el Catastro Público de Aguas (CPA)¹¹ o ser solicitada al Departamento de Administración de Recursos Hídricos (DARH) de la DGA.

Con esta información se logra construir un diagrama unifilar del AI con las entradas y salidas de agua al sistema, como se muestra en la Figura 4. En este diagrama debe entenderse que las entradas son tanto los afluentes como la restitución realizada por una central hidroeléctrica de pasada, descargas de efluentes, remanentes de la agricultura (retornos), trasvasije de cuencas, entre otros.

Las salidas son principalmente captaciones artificiales, donde se hace uso del recurso hídrico mediante aprovechamiento no consuntivo

¹⁰ Esta idea es apoyada por la "Guía de Apoyo para Desarrolladores de Proyectos Minihidroeléctricos", del CER y CORFO (Tello, 2011), que reconoce que el agua es "el principal parámetro de un proyecto hidroeléctrico", y por tanto un estudio hidrológico "permitirá disminuir el riesgo existente por desinformación del recurso".

¹¹ La DGA mantiene un registro de derechos de agua que se encuentran otorgados o en trámite de solicitud, disponible en <http://www.dga.cl/ADMINISTRACIONRECURSOSHIDRICOS/Paginas/default.aspx>. Cabe mencionar que este registro está incompleto, por lo cual se sugiere que una vez recogida la información en el CPA y/o DARH se corrobore en terreno la existencia de posibles usos adicionales.

o consuntivo, para uso hidroeléctrico, riego, abastecimiento de agua potable, recreación, entre otros.

La información necesaria para la caracterización hidrológica puede obtenerse del Banco Nacional de Aguas (BNA) administrado por la DGA¹², que tiene distribuidas estaciones fluviométricas a lo largo de todo el país, o también pueden usarse los aforos realizados para el proyecto. Se debe considerar que las estaciones de aforo o fluviométricas miden

el caudal circulante en la sección transversal, el cual puede estar alterado por las actividades antrópicas ubicadas aguas arriba de la estación.

La identificación de las crecidas ordinarias del río es necesaria para la determinación del régimen de caudal ambiental. Se recomienda revisar el Manual de Carreteras (MOP, 2013), el cual entrega algunos criterios y métodos que pueden ayudar a estimar dichas crecidas.

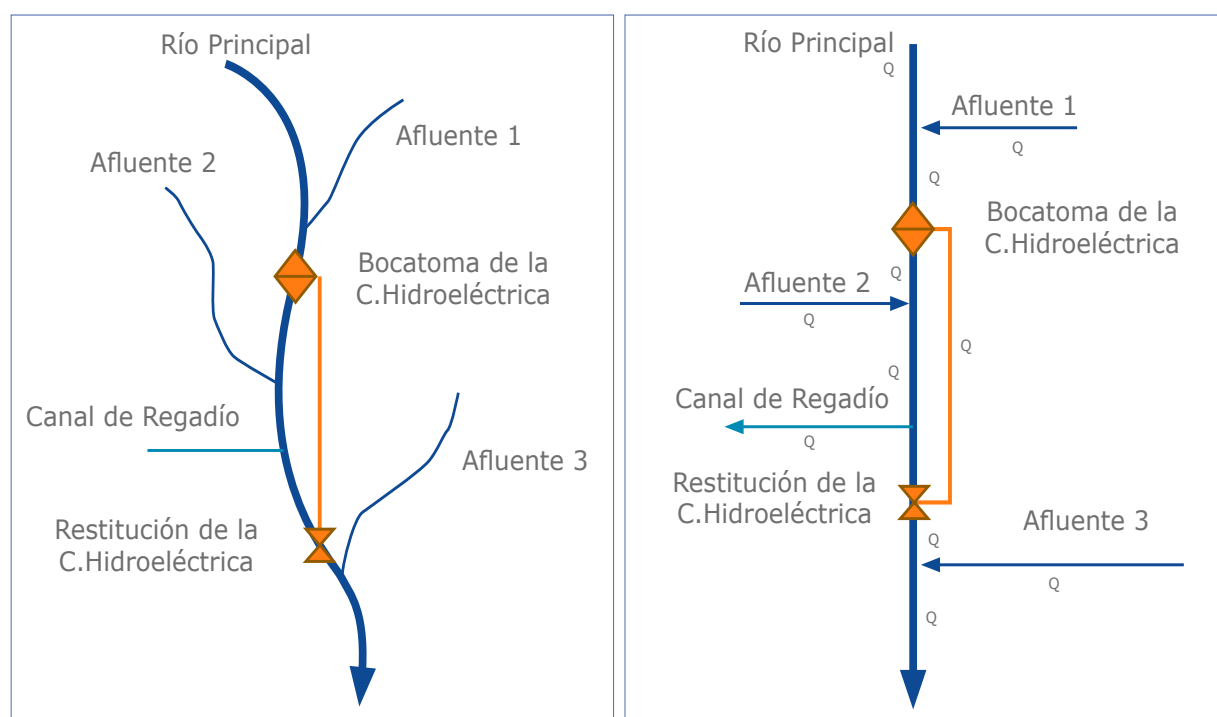


Figura 4. Ejemplo de esquematización de un diagrama unifilar para un río hipotético

Fuente: EcoHyd, 2011

Deben presentarse los caudales medios anuales e indicar cuando corresponda, si los afluentes o extracciones son de régimen intermitente, describiendo los meses de escurrimiento o extracción respectivamente.

A partir de las series hidrológicas, se caracteriza el hidrograma actual medio anual, identificando el caudal medio anual en el punto de captación, magnitud y temporalidad de los caudales bajos, así como los caudales altos y el coeficiente de variación o tasa de cambio de los caudales.

Para determinar la recurrencia de los caudales bajos medios mensuales, se realiza una curva de duración de estos caudales ajustándola a una función de distribución de probabilidades. Entre las funciones más utilizadas en la hidrología se encuentran la distribución normal, distribución logarítmica normal, distribución de Gumbel, distribución de eventos extremos, distribución de Pearson Tipo III, entre otras.

Si no hay datos fluviométricos asociados a la cuenca, puede que sea necesario realizar una modelación hidrológica para obtener estos caudales. Para decidir qué tipo de Modelo Hidrológico se debe utilizar, es necesario considerar que la precipitación en Chile

¹² Disponible en <http://dgasatel.mop.cl/>

depende principalmente de efectos orográficos, pues la cordillera de los Andes actúa como barrera para los vientos húmedos procedentes del Océano Pacífico (Villagrán & Hinojosa, 2005; Rutllant, 2004). Esto genera que los mayores valores de precipitación relativa se produzcan en subcuencas cercanas a la cordillera de los Andes (Peredo-Parada *et al.*, 2011). Lo anterior, se traduce en que la distribución geográfica de la precipitación cobra importancia en la forma del hidrograma a medida que la subcuenca en que se emplaza el proyecto hidroeléctrico va aumentando de tamaño asemejándose a la cuenca de todo el río. De igual forma, los parámetros del suelo, que condicionan la escorrentía, así como las variaciones topográficas, que condicionan la respuesta del hidrograma, presentan una marcada distribución geográfica a medida que la subcuenca aumenta.

De esta forma, el tamaño relativo de la cuenca a ser intervenida por el proyecto puede determinar la elección y condiciones del modelo. Por ejemplo, en caso que el proyecto hidroeléctrico tenga un área aportante menor al 25% de la cuenca total del río principal, se sugiere realizar un Modelo Hidrológico agregado o una estimación del caudal a partir de fórmulas regionales empíricas. En caso que la cuenca aportante del proyecto hidroeléctrico esté entre un 25% y 50% de la cuenca y/o existan afluentes de importancia, se recomienda utilizar un Modelo Hidrológico semidistribuido; finalmente, en caso que la cuenca aportante represente sobre un 50% de la cuenca total, se recomienda implementar un Modelo Hidrológico distribuido.

Uno de los aspectos importantes del régimen hidrológico a mantener y que debiera ser

incorporado al determinar el caudal ambiental es la ocurrencia de crecidas ordinarias, las cuales son formativas o generadoras del cauce y mantienen las zonas ribereñas. Estas crecidas son pequeñas o de tipo ordinario y ocurren con un período de retorno de entre 1 y 6 años aproximadamente. Su identificación y caracterización se obtiene a través del hidrograma, debiéndose registrar los siguientes parámetros: magnitud, temporalidad, duración y coeficiente de variación.

En caso de no disponerse de estadísticas hidrológicas que permitan identificar estas crecidas, es posible utilizar Métodos Hidrológicos estimativos del caudal asociado a una crecida pequeña. Entre los métodos más utilizados en el país están el Método Racional, el Método del *Soil Conservation Service* (sigla en inglés, SCS), Verni-King modificado y el Hidrograma Unitario Sintético. El Manual de Carreteras (MOP, 2013) muestra en forma detallada cómo utilizar algunos de estos métodos.

Es importante que la elección del método se consideren los supuestos de validez de éstos, las cuales están asociados principalmente al rango de distribución geográfica, tamaño y forma de la cuenca. Para la utilización de estos métodos es necesario realizar una correcta elección de los datos de precipitación. Para ello es recomendable realizar un análisis de información meteorológica, o bien, utilizar las curvas de Intensidad-Duración-Frecuencia (curvas IDF) en caso de estar disponibles para la zona de estudio. Como fuente de información se puede utilizar la red meteorológica de la DGA¹³ o de la Dirección Meteorológica de Chile¹⁴, como también redes privadas. La longitud de registro de la estación meteorológica debiera ser de mínimo

2.1.1.2. Caracterización morfológica

10 años, y óptimamente de 30 años o más.

La morfología del río es un elemento esencial en el estudio para determinar el caudal ambiental, ya que de ella también depende que se desarrollen o se mantengan los hábitats necesarios para las especies acuáticas o que se desarrollen las

actividades antrópicas en el AI. La modificación del caudal en el AI del proyecto puede generar modificaciones en la profundidad y la velocidad de escurrimiento, lo que podría producir alteraciones morfológicas que posteriormente podrían afectar el hábitat fluvial. Por ello, es necesario evaluar y caracterizar la morfología fluvial y su dinámica

¹³ Disponible en <http://dgasatel.mop.cl/>

¹⁴ Disponible en <http://www.meteochile.gob.cl/>

estacional.

Otro aspecto importante de caracterizar en la dinámica fluvial es el arrastre de sedimentos. La alteración que produzca un proyecto en el régimen de sedimentos puede generar una modificación de la morfología del cauce dado que se modifica la dinámica natural de erosión/sedimentación.

La caracterización morfológica consiste en: a) un análisis morfológico a nivel macroescala definida por magnitudes físicas del orden de 100 metros (m) a 100 kilómetros (km) de longitud del tramo del río, b) un análisis morfológico a nivel de mesoescala definida por magnitudes físicas del orden de 10 a 100 m de longitud del tramo del río, y c) un análisis del transporte de sedimentos.

a) Caracterización a nivel de macroescala

Existen métodos de clasificación de tipo morfológico y eco-hidrológico para distintas escalas de estudio que son aplicables en diversos países. Por ejemplo, la clasificación morfológica de Rosgen (1994) contiene ocho clases de ríos (basada en cartografía y fotointerpretación), que se subdividen en más de 90 tipos. Por otra parte, las clasificaciones eco-hidrológicas suelen realizarse en un contexto geográfico concreto, adaptándose a las particularidades de la región e incluso a sus necesidades de gestión a media o gran escala, quedando dicha información disponible como herramienta útil para la toma de decisiones y la gestión de los ríos (Snelder & Biggs, 2002; Snelder *et al.*, 2005; Peredo-Parada *et al.*, 2011). Las clasificaciones eco-hidrológicas se basan en información geográfica específica de la región de estudio y suelen tener una validación hidrológica e incluso ecológica, lo que permite observar su grado de ajuste a la realidad de los datos disponibles en la región (Peredo-Parada *et al.*,

2011; Belmar *et al.*, 2011). Estas clasificaciones suelen utilizarse en regiones con escasos datos, con una metodología general de validación que se adapta a dichas circunstancias.

La caracterización morfológica a nivel de macroescala debe incluir evidentemente al AI del proyecto. Como primera etapa, se sugiere utilizar algunas de las herramientas anteriormente mencionadas con el fin de enmarcar eco-hidrológicamente el proyecto. En una segunda etapa se debe construir un perfil longitudinal *talweg* del cauce principal que incluya el AI. El perfil puede construirse mediante modelos digitales de terreno disponibles en Internet, cartas topográficas a escala menor a 1:50.000, o bien, mediante fotogrametría con imágenes satelitales, fotografías aéreas, entre otros. El perfil longitudinal permite identificar los cambios de pendiente que tiene el río, con el fin de determinar cambios de pendiente bruscos dados por algunas singularidades del río, o bien, si el cambio es gradual a lo largo de éste.

b) Caracterización a nivel de mesoescala

A nivel de mesoescala, es necesario caracterizar el tipo de río en el cual se desarrollará el estudio de caudal ambiental. Esto cobra particular importancia cuando existen antecedentes de la presencia de fauna íctica nativa o especies relevantes (p. ej., en categoría de conservación de amenazadas), como también actividades antrópicas relevantes que pudieran requerir la utilización de métodos de cálculo de caudal ambiental que consideren especies objetivo o restricciones. A nivel de tramo se pueden distinguir ríos que presentan un solo cauce (unicauce), aquellos que presentan islas esporádicas o brazos secundarios claramente definidos, o aquellos cauces de tipo trenzado en los cuales es difícil distinguir el cauce principal (ver Figura 5).

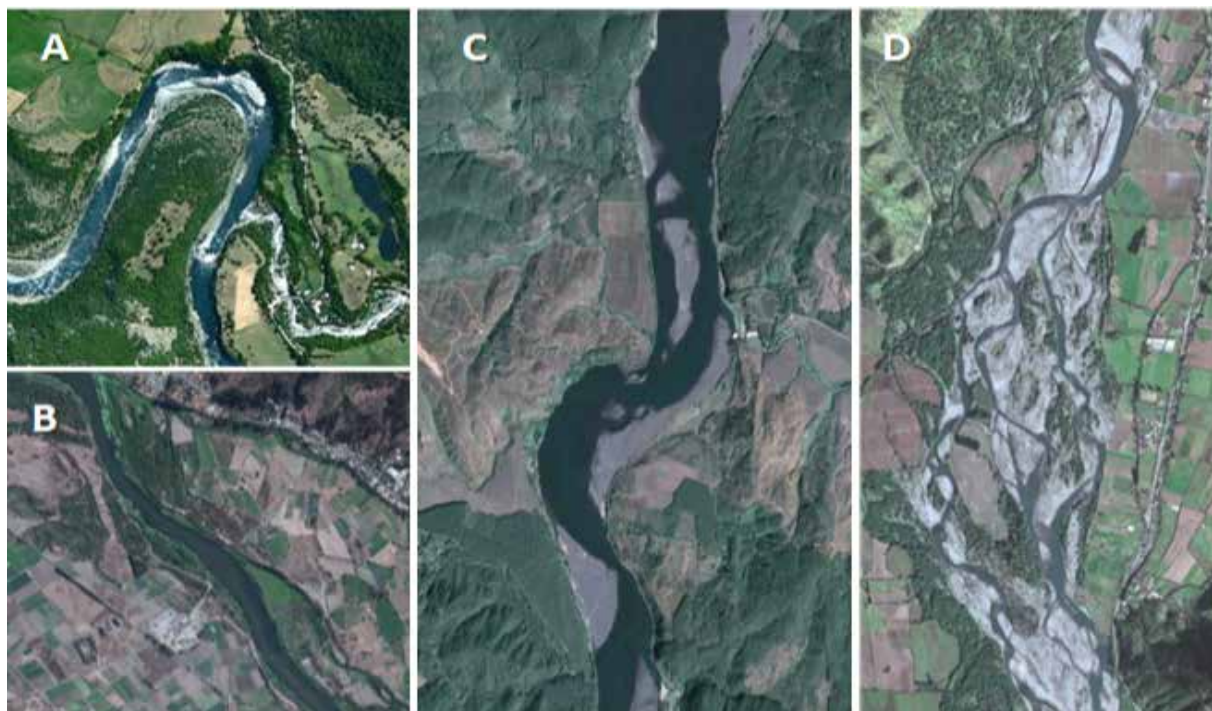


Figura 5. Ejemplos de distintos tipos de ríos de Chile vistos en planta

Simbología: ríos unicauce de zona baja de la cuenca (A), ríos unicauce de la zona alta y cabecera de la cuenca (B), ríos con un cauce definido pero que presentan un brazo secundario o islas esporádicas (C), ríos trenzados (D)

Fuente: EcoHyd, 2011

Los ríos unicauce se encuentran por lo general tanto en zonas altas de la cuenca como en la zona baja cercana a la desembocadura. Aquellos que se encuentran en la zona alta de la cuenca presentan altas pendientes y baja sinuosidad, con un gran nivel de energía, donde el valle montañoso limita la dinámica fluvial en planta. Este tipo de río suele presentar escurrimientos con marcada alternancia de flujos lentos y rápidos en tramos cortos. Dentro de este tipo de río pueden existir escurrimientos que presentan condiciones de macrorrugosidad en el cauce, es decir, que el diámetro del sedimento o de la rugosidad es del orden de la altura del escurrimiento. Este tipo de flujo presenta altas pendientes, gran cantidad de turbulencia y gran capacidad de aireación mecánica dado los altos niveles de turbulencia.

En zonas bajas de la cuenca también suelen producirse flujos con cauces bien definidos, debido a las bajas pendientes. Esto provoca

que el flujo tenga bajos niveles de energía y, por lo tanto, la dinámica morfológica es moderada, presentando baja velocidad de escurrimiento, lo que favorece la sedimentación del material transportado. En este tipo de escurrimiento es más difícil distinguir la alternancia entre zonas rápidas y lentas a nivel de mesoescala, ya que pueden tener una longitud de alternancia muy extensa, incluso puede ocurrir que se presente solo el flujo de tipo lento. La sinuosidad suele ser elevada, junto a la formación de meandros.

Los ríos que presentan un cauce definido, y con un segundo brazo y/o islas esporádicas, suelen encontrarse en las zonas altas de la cuenca, donde el nivel de energía presente es alto pero la geomorfología del cauce permite que el río tenga movilidad dentro de éste. De esta forma se producen barras o lenguas de sustrato sedimentado (p. ej., producto del aporte de flujos transversales en el río, creando barras de confluencia), lo

que favorece la alternancia de escurrimientos rápidos y lentos. En estos ríos se pueden distinguir alternancias de flujos rápidos y lentos producidos por procesos de erosión y/o sedimentación del cauce y sus riberas.

Los ríos trenzados suelen encontrarse en las zonas medias de la cuenca, donde se produce una disminución relativamente rápida de la pendiente, pero el flujo viene con un alto nivel de energía desde aguas arriba, altas cargas de sedimento y el valle no confina el cauce (cono aluvial), con lo cual existe una dinámica fluvial en planta. La característica de este tipo de río es que, en épocas de bajo caudal, el flujo queda confinado a un cauce principal que presenta un elevado componente bidimensional en su escurrimiento, donde el flujo pareciera 'culebrear'. En épocas de mayor caudal, y en particular con crecidas, el flujo abarca los brazos que antes habían quedado secos o aislados por barras de sedimentos, quedando así todo el cauce sujeto a procesos de erosión y sedimentación, creando nuevos cauces secundarios. Es común que este tipo de cauce varíe su configuración de un año para otro dependiendo de la variabilidad en el régimen hidrológico.

A mesoescala, otro elemento importante de describir son los tipos de hábitat presentes en el tramo del río, así como su patrón de secuencia y la longitud de alternancia. En un tramo de río pueden existir muchas variaciones de mesoescala asociadas a formas del lecho, pozas por socavación y barras de sedimentos. Estas singularidades provocan variaciones en la profundidad y velocidad del escurrimiento, creando un mosaico de unidades hidromorfológicas denominadas mesohábitats¹⁵. En los mesohábitats, los parámetros hidráulicos y morfológicos tienen características específicas, presentando distribuciones y variabilidad características en términos de velocidad, profundidad, tipo de sustrato, entre otras variables. Esto no significa que sean homogéneas, sino que su distribución es característica, siendo más o menos variables o heterogéneas dependiendo de su tipo, tamaño, entre otros. Por ejemplo, una corriente (*riffle*) suele ser más homogénea hidráulicamente que una

poza (*pool*) donde puede haber zonas profundas y zonas someras en el mismo mesohábitat.

Existen diversas clasificaciones o metodologías para identificar los mesohábitats, las que pueden estar basadas en la topografía del lecho, parámetros hidráulicos, forma de la lámina de agua, entre otros (Alcaraz-Hernández *et al.*, 2011). Varios países han adoptado sus propios programas de identificación de mesohábitats (Alcaraz-Hernández *et al.*, 2011). Si bien en Chile no se ha implementado este tipo de metodología, es aceptada la identificación de al menos dos grupos de mesohábitats: lentos y rápidos (DGA, 2008).

Los mesohábitats lentos suelen ser pozas en que el escurrimiento se presenta con velocidades bajas, aguas quietas y profundidades mayores. La configuración más común es la formación de un pozón con un vertedero de salida al final de éste formado por una barra de gravas. También existen otras configuraciones de pozas tales como aquellas que son producidas por socavación lateral debido al estrangulamiento del flujo, curvatura del cauce, turbulencia generada por un tronco caído, entre otros.

Los mesohábitats rápidos se caracterizan por tener escurrimientos rápidos con aguas turbulentas y de profundidades pequeñas. Suelen estar asociados a pequeños tramos rectos con altas pendientes. El sustrato puede o no ser mayor que la altura de escurrimiento.

Parasiewicz (2007) realizó una recopilación de las definiciones de distintos mesohábitats provenientes de varios autores. En esta recopilación se distinguen los mesohábitats rápidos tipo corrientes (*Riffle*), rápidos (*Rapid*), cascadas (*cascade*), *run*, *ruffle* y *fast run*. Dentro de los mesohábitats lentos se distinguen los de tipo pozas (*pool*), pozas de salto (*plunge pool*), remansos (*backwater*) y tablas (*glide*). También define un mesohábitat que no está asociado a las características del escurrimiento sino que a las características morfológicas del cauce, llamado brazo secundario o lateral (*side arm*). En la Tabla 1 se detallan las características más relevantes de los mesohábitats anteriormente definidos.

¹⁵ Conjunto de diferentes tipos de hábitat presentes en un tramo de río (mesoescala) asociados a las formas del lecho. Suelen presentar características hidromorfológicas similares dentro de éstos. Entre los mesohábitats más comunes se encuentran las pozas, rápidos, corrientes y tablas.

Tabla 1. Definición de Unidades Hidromorfológicas o Mesohábitats

Tipo de mesohábitat	Nombre	Características
Rápidos	Corriente (<i>riffle</i>)	Esguerramiento somero con velocidades moderadas. Se aprecia algo de turbulencia superficial y altas pendientes.
	Rápido (<i>Rapid</i>)	Altas pendientes con elevadas velocidades. Presencia de sustrato grueso. Mayor nivel de turbulencia en la superficie.
	Cascada (<i>Cascade</i>)	Secuencia de rápidos con pequeñas caídas de agua y muy pequeñas pozas aguas abajo de las bolones.
	<i>Run</i>	Cauce prismático con un <i>talweg</i> bien determinado. El lecho de fondo es plano longitudinalmente y lateralmente cóncavo.
	<i>Ruffle</i>	Transición entre rápidos y corrientes o <i>run</i> .
	<i>Fast run</i>	Flujo rápido uniforme.
Lentos	Poza (<i>pool</i>)	Aguas profundas producto de una obstrucción parcial o total del cauce. Velocidades bajas y forma cóncava del lecho de fondo.
	Poza de salto (<i>plunge pool</i>)	El flujo principal pasa por sobre una obstrucción provocando una socavación local aguas abajo.
	Remanso (<i>Backwater</i>)	Zonas con bajas velocidades en los márgenes del río, producidas por vórtices aguas abajo de obstrucciones.
	Tabla (<i>Glide</i>)	Aguas someras moderadas con presencia de un flujo laminar carente de turbulencia pronunciada.
Otro	Brazo lateral (<i>Side arm</i>)	Cauces alrededor de islas, menores a la mitad del ancho del río, frecuentemente a diferente elevación que el cauce principal.

Fuente: Modificada de Parasiewicz, 2007

A lo largo de un río existe por lo general un patrón de secuencia entre los mesohábitats rápidos y lentos, que genera una diversidad de hábitats físicos y que generalmente induce a una mayor diversidad y abundancia de especies acuáticas (Charlton, 2007). Por ejemplo, un mesohábitat tipo cascada no es muy adecuado para el desarrollo de vida acuática dado que posee alta turbulencia y velocidad de flujo (DGA, 2008); sin embargo, un mesohabitat de tipo remanso (*backwater*) puede constituir refugio para peces luego de pasar una cascada. La longitud del patrón de secuencias de mesohábitats rápidos y lentos depende principalmente del ancho del cauce. A medida que el tramo se encuentra cada vez más aguas abajo de la cuenca, la alternancia rápido/lento es más distanciada.

Montgomery & Buffington (1997) definieron los cinco tipos de secuencias más comunes en los ríos de montaña (ver Figura 6), a saber:

- Cascada: Consiste en ríos en que la disipación de energía es dominada por continuos chorros de agua que rodean y vierten por encima de grandes clastos o bolones. Cauces con mesohábitat tipo cascada

ocurren principalmente en ríos con grandes pendientes y que son confinados por el valle. Están caracterizados por una configuración desorganizada del sustrato en el cauce, tanto lateral como longitudinalmente (ver Figura 6A). Estos cauces pueden presentar pequeñas pozas menores con longitudes similares a un ancho del cauce.

- Cauces con secuencia de saltos y pozas: Se caracterizan por una secuencia de saltos organizados por una línea de bolones ubicados transversalmente en el cauce, lo cual da paso a una formación de paso entre cada salto (ver Figura 6B). La morfología del cauce en este tipo de secuencias suele estar asociada a altas pendientes y una razón pequeña entre ancho y profundidad. El valle por lo general suele confinar el cauce.
- Secuencia de lechos planos: Se refiere a cauces planos con cantos y gravas en el lecho del fondo (ver Figura 6C). Pueden incluir hábitats de tablas, run u otros, dependiendo de la velocidad del flujo y la relación profundidad-diámetro del lecho de fondo. El cauce carece

de grandes bolones y de altos valores de rugosidad relativa. Este tipo de lecho está asociado a pendientes moderadas y altas, pudiendo el valle confinar o no sus márgenes.

- Secuencia de corrientes y pozas: Los cauces con este tipo de alternancia presentan un lecho ondulante, tanto transversal como longitudinal, que define una secuencia de barras, pozas y corrientes (ver Figura 6D). Las pozas se aprecian como depresiones en el lecho del río y suelen estar espaciadas entre 5 y 7 veces el ancho del río. Este tipo de secuencia suele presentarse en ríos con pendientes menores y en valles no confinados. El sustrato varía desde arenas hasta cantos, siendo la grava el sustrato más común.
- Cauce de barras y dunas: Este tipo de cauce está asociado a bajas pendientes (ver Figura

6E). La configuración del lecho de fondo de este tipo de cauce depende de la profundidad, velocidad, tipo de sustrato y tasa de transporte de sedimento. La frecuencia en la movilidad de sedimento condicionará si se produce un cauce de barras y dunas o un cauce con secuencia rápidos-lentos.

Estas secuencias no siempre ocurren en forma tan nítida en todos los ríos y, por lo general, suele haber cambios de estas agrupaciones a lo largo de la cuenca. Además, están afectas a la regulación de los caudales por presas, con consecuentes cambios en las proporciones de los mesohábitats.

De acuerdo a la clasificación anterior, para el AI se define la secuencia cíclica propia del río que incluya todos los posibles mesohábitats definidos en la Tabla 1.

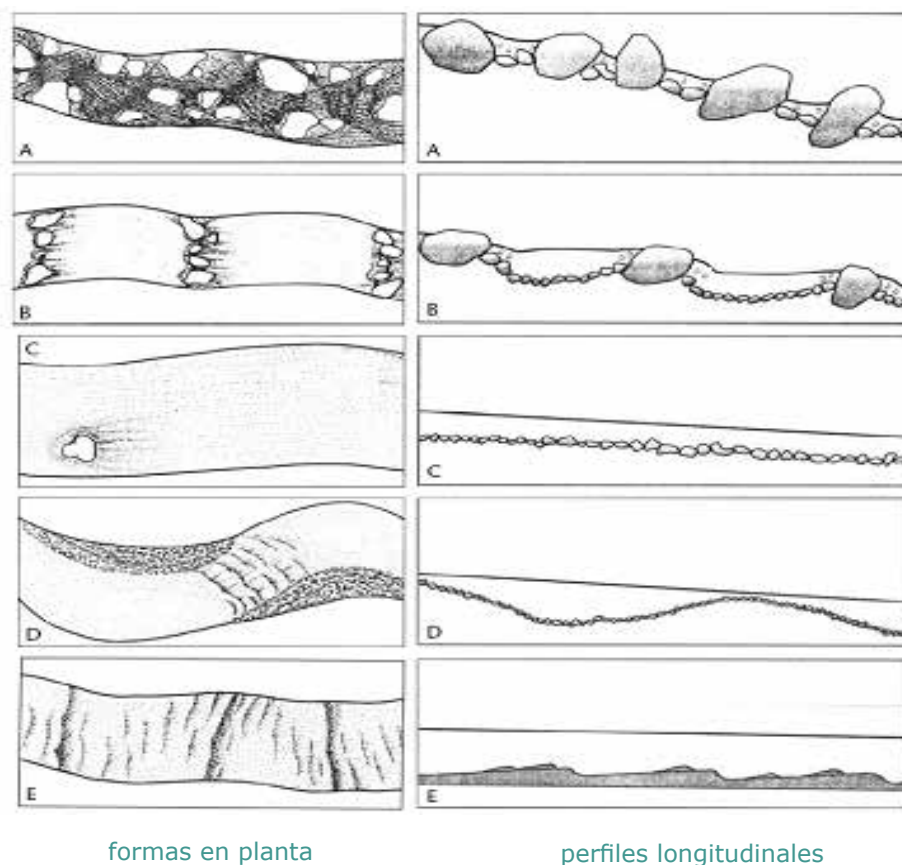


Figura 6. Formas en planta y perfiles longitudinales de mesohábitats en ríos unicauce

Simbología: cascada (A), secuencia de saltos y pozas (B), lechos planos (C), secuencia de corrientes y pozas (D) y cauce de barras y dunas (E)

Fuente: Montgomery & Buffington, 1997

c) Análisis del transporte de sedimentos

Entre los impactos potenciales que una central hidroeléctrica puede generar está la alteración del régimen de transporte de sedimentos, lo que se genera al impedir o dificultar el libre movimiento de éstos hacia aguas abajo. La caracterización del transporte de sedimentos en el tramo de río donde se proyecta construir el proyecto es relevante para evaluar el potencial impacto que pudiera generarse en la morfología y el ecosistema. En el caso de centrales de pasada sin regulación de caudales, este impacto depende del diseño de las compuertas. Por ejemplo, las compuertas móviles (con desripadora) evitan la acumulación del material sólido de arrastre generado aguas

arriba. También influyen las acciones que se tomen frente a las crecidas. Por ejemplo, si frente a una crecida las compuertas por seguridad se abren por completo, se puede dejar pasar aguas abajo toda la carga de sedimentos. Por su parte, las centrales de regulación -que son más comunes en proyectos hidroeléctricos con potencia mayor a 20 MW- pueden causar una alteración mayor en el régimen de transporte de sedimentos.

Eventualmente, dada la fragilidad del sistema y el diseño de proyecto, si resulta necesario aplicar un método distinto de uno hidrológico, se podría requerir estudiar el transporte de sedimentos en más detalle, tal como lo explica la sección 2.2.4.2.

2.1.1.3. Caracterización fisicoquímica

La calidad de los hábitats y la diversidad de la comunidad biológica en los sistemas acuáticos dependen altamente de las propiedades fisicoquímicas del agua (Raven *et al.*, 1998; MMA-CEA, 2011). Por lo tanto, se hace indispensable su caracterización física y química para proporcionar una descripción integrada de los factores que podrían influenciar la condición biológica de los sistemas acuáticos.

Se recomienda, en una primera instancia, evaluar a una escala regional las características generales del río a ser intervenido. Para esto se sugiere clasificar el cuerpo de agua en función de su calidad fisicoquímica. Dentro de estas clasificaciones se cuenta con las Hidroecorregiones elaboradas por la DGA (DGA, 2008), el estudio de Clasificación de Cuerpos de Agua de la Conama (Conama, 2010) y la Clasificación Eco-Hidrológica de los ríos de Chile, REC-Chile (Peredo-Parada *et al.*, 2011).

Según Roldan (2003) la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad eléctrica, y sus relaciones, son las variables que más aportan a la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático. La temperatura afecta la solubilidad del oxígeno en el agua; así, una mayor temperatura conlleva una menor solubilidad y viceversa. La solubilidad del oxígeno también se ve afectada por los incrementos en la salinidad, la cual tiene una estrecha relación con la conductividad, por lo que este último parámetro es importante para caracterizar la calidad del agua. La relación entre los procesos de respiración y fotosíntesis afecta la

concentración de dióxido de carbono en el agua, modificando el pH y su capacidad de buffer lo que, a su vez, altera la concentración y especies catiónicas del agua. Otra variable a considerar es la turbidez del agua, que en algunos casos podría limitar el desarrollo de las comunidades de microalgas bentónicas al disminuir la penetración de la luz.

Debido a lo anterior, la caracterización fisicoquímica debiera contemplar como mínimo los siguientes parámetros: temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica y turbidez, y sus magnitudes medias y variaciones espacio-temporales para las cuatro estaciones del año.

Considerando que en los cursos fluviales la variación temporal de los parámetros (estacional e incluso intradiaria) puede ser considerable, es muy importante que la cantidad y momento de las mediciones tengan la suficiente representatividad y validez para una adecuada caracterización fisicoquímica del sistema.

De haber una Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) para la cuenca a ser intervenida, se deben considerar los parámetros establecidos en ésta. En caso que el río no cuente con NSCA, se sugiere caracterizarlo en base a lo señalado en el documento de la DGA "Propuesta de Parámetros Mínimos de Calidad de Agua para la Evaluación de Impacto Ambiental en Seis Tipologías de Proyectos", particularmente en consideración al Anexo 1 Matriz donde se señalan los parámetros de calidad de

agua (DGA, 2014); u otra metodología o norma de referencia que se considere más adecuada para caracterizar el río (p. ej., metodologías nacionales¹⁶ o normas internacionales).

Es posible complementar la información recabada en terreno con un análisis bibliográfico de fuentes validadas, por ejemplo, el estudio "Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua

según Objetivos de Calidad" (DGA - Cade Idepe, 2003), los estudios publicados en el Centro de Información de Recursos Hídricos de la DGA¹⁷, datos de la Información Oficial Hidrometeorológica y de Calidad de Aguas en Línea de la DGA¹⁸, artículos científicos, reportes técnicos, entre otros que se estimen pertinentes.

2.1.1.4. Caracterización ecológica

La caracterización ecológica del ecosistema acuático en el AI está referida esencialmente al estudio de las comunidades y poblaciones de la biota en el ecosistema fluvial. El estudio de las comunidades implica conocer su composición taxonómica, riqueza y abundancia. El estudio de las poblaciones implica el conocimiento de la abundancia de sus individuos, las épocas y sitios de reproducción, la estructura de tallas de juveniles y adultos, la biomasa o su estado de condición física, entre otros. Las comunidades y poblaciones que conforman los ecosistemas ocupan diferentes mesohábitats y presentan una estructura espacial y temporal dinámica producto de sus ciclos de vida y de variables físicas y químicas del ambiente.

Para el estudio, elección del método y análisis de alternativas del caudal ambiental, se requiere del conocimiento de cada una de las comunidades que conforman este ecosistema, así como de las especies que las integran, incluyendo las especies nativas, estén o no clasificadas según su estado de conservación^{19,20}, como también las introducidas. Esta caracterización es de gran

utilidad para dimensionar cómo las variaciones del régimen de caudal del río producto de la central hidroeléctrica puede influir en su bienestar.

En un cauce se pueden encontrar comunidades bentónicas (microalgas bentónicas, macrófitas y macroinvertebrados) o pelágicas (fauna íctica). Además, es posible encontrar avifauna u otras especies terrestres (p. ej., mamíferos o anfibios) que coexisten en el medio acuático y que deben ser caracterizadas. Por lo general, lo más común es que se realice una caracterización de la fauna íctica, de macroinvertebrados bentónicos y de las microalgas bentónicas existentes.

Con respecto a la fauna íctica nativa en Chile, si bien la información disponible sobre sus hábitos reproductivos es limitada, se conocen las fechas de reproducción y ambientes preferidos para el desove de 14 especies. Se sugiere revisar el capítulo 6 del estudio de la DGA (2008).

Por otra parte, puede darse el caso que la especie relevante del ecosistema a ser afectado no sea una especie acuática, pero que dependa del río

¹⁶ El Ministerio del Medio Ambiente se encuentra elaborando una metodología para valorar la calidad fisicoquímica de los ríos de forma específica para cada cuenca según sus cualidades particulares.

¹⁷ Disponible en <http://sad.dga.cl/>

¹⁸ Disponible en <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>

¹⁹ Respecto de la clasificación de especies es necesario considerar las indicaciones contenidas en el Memorandum de Conama N° 387, de 18 de agosto de 2008, y los Oficios Ordinarios N° 112398, de 5 de agosto de 2011, y N° 124574, de 10 de diciembre de 2012, ambos del Ministerio del Medio Ambiente, estando este último relacionado con el Acuerdo del Consejo de Ministros N° 23, de 30 de agosto de 2012, relativo a la Ley N° 4.601, sobre Caza, cuyo texto fue sustituido por la Ley N° 19.473. En consistencia con las indicaciones establecidas en los citados documentos, es necesario considerar la clasificación que se realiza de conformidad al Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación. Debe tenerse presente que en el caso de fauna terrestre, y ante eventuales

discrepancias en la aplicación de las clasificaciones efectuadas en conformidad al Reglamento de la Ley de Caza, corresponde en este ámbito considerar la clasificación de especies que se realice en conformidad al Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación. En el evento que existan especies no clasificadas en conformidad a dicho Reglamento, podrá considerarse otras clasificaciones o propuestas técnicas tales como la clasificación contenida en los listados nacionales, de acuerdo al orden de prelación establecido en el Memorandum de Conama N° 387 de 2008. El inventario nacional de especies puede ser consultado en el sitio web <http://especies.mma.gob.cl/>.

²⁰ La Ley N° 19.300 en su artículo 41 establece que "el uso y aprovechamiento de los recursos naturales renovables se efectuará asegurando su capacidad de regeneración y la diversidad biológica asociada a ellos, en especial de aquellas especies clasificadas según lo dispuesto en el artículo 37", el cual se refiere a las especies clasificadas según su estado de conservación.

para su ciclo de vida, tales como aves, mamíferos, anfibios o especies vegetales (O’Keeffe, 2009). Por ejemplo, en el SEIA se ha considerado los requerimientos de caudal para la especie pato cortacorrientes (*Merganetta armata*). En estos casos se realizan monitoreos adecuados según su patrón de conducta (p. ej., fechas de avistamiento y migración), para determinar y registrar los sitios con presencia de la especie y estimar su abundancia, frecuencia y período de reproducción.

Además del listado de las especies presentes y la descripción de su categoría de conservación,

se debiera elaborar también una tabla en la que se especifique la variación espacio-temporal de las abundancias y densidades para cada estadio de desarrollo de las especies identificadas. Si es posible, se recomienda incluir en esta tabla el tipo de mesohábitat en cada punto de muestreo y su sustrato dominante.

La obtención del listado de especies presentes siempre debiera obtenerse a través de muestreos en terreno e información bibliográfica.

2.1.1.5. Caracterización de zonas ribereñas

De acuerdo al Comité sobre la funcionalidad de las zonas ribereñas y estrategias de manejo (en inglés, *Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management*) (NRC, 2002), la zona ribereña es un área de transición entre la zona terrestre y el ecosistema acuático que se distingue por un gradiente de condiciones biofísicas, procesos ecológicos y la biota (Naiman *et al.*, 2005). Son áreas a través de las cuales las aguas superficiales y subsuperficiales se conectan con territorios adyacentes. En estas zonas es donde se produce y controla significativamente el intercambio de energía y materia entre un ecosistema terrestre y uno acuático.

Las zonas ribereñas (ver Figura 7) cumplen un rol importante en el medio ambiente acuático y terrestre prestando varios servicios medioambientales, entre los que destacan: estabilización de orillas, generación de hábitats acuáticos y terrestres, filtro de nutrientes, ingreso de fuentes de alimento al cauce, efecto de laminación de crecidas, generación de microclima, entre otros (Naiman & Decamps,

1997; Cummins, 2002; Naiman *et al.*, 2005; González del Tánago & García de Jalón, 2006; Allan & Castillo, 2007; Ghermandi *et al.*, 2009; Montreuil *et al.*, 2010).

La vegetación de las zonas ribereñas puede verse afectada por proyectos hidroeléctricos, por la alteración del hidrograma natural y la disminución de la frecuencia de crecidas (Garófano-Gómez *et al.*, 2011; Bejarano *et al.*, 2011). Recientes estudios indican que la variabilidad de los caudales altos y bajos son importantes en el estado ecológico de los ríos (Greet *et al.*, 2011; Merritt *et al.*, 2010; Poff *et al.*, 1997) y, por lo tanto, la inclusión de esta temporalidad cobra importancia en los caudales ambientales (Merritt *et al.*, 2010).

La consideración de este aspecto en la determinación de caudales ambientales cobra relevancia cuando existe vegetación ribereña en el AI cuyasubsistencia depende más del régimen hidrológico del río que de las napas subterráneas.



Figura 7. Vista de la zona ribereña del río Maipo cercano a su desembocadura en sector Tejas Verdes

Fuente: EcoHyd, 2011

Al igual que en el caso del análisis de transporte de sedimentos, cuando se utilizan métodos diferentes a los hidrológicos, la caracterización de zonas ribereñas puede ser relevante si estas se escogen

como especie objetivo, según se explica en la sección 2.2.2.2; en tal caso se debe realizar una caracterización según lo especificado en dicha sección.

2.1.1.6. Caracterización antrópica

La caracterización de los usos antrópicos es información necesaria para evaluar si existen actividades relevantes en el AI y que pudieran considerarse para el cálculo del régimen de caudal ambiental. Esta caracterización permite incorporar las variables sociales en el régimen de caudal ambiental previo a su ingreso al SEIA.

En relación a los usos del agua, es posible distinguir los siguientes tipos de actividades:

- actividades productivas: que cuentan con derechos de agua otorgados (p. ej., usos agrícolas, acuícola, industrial, minero, entre otras). Es necesario conocer los derechos de agua de cada una de estas actividades en el tramo definido en el AI, diferenciando el tipo de derecho e indicando las coordenadas del punto de captación y restitución en caso de ser usos no consuntivos;

- actividades *in situ* que se realizan en el río o en su ribera: por ejemplo, actividades socioeconómicas, baños en balnearios, canotaje, rafting, kayak, canyoning, pesca deportiva, navegación. Dichas actividades deben ser consideradas en el estudio de régimen de caudal ambiental.

Dentro de las actividades *in situ*, para la valoración del río y sus ecosistemas esta guía ha considerado las actividades según los siguientes usos: a) estéticos, b) recreación sin contacto directo y c) recreación con contacto directo. La valoración de los usos antrópicos consiste en identificar en el AI la presencia o ausencia de actividades según esta clasificación cualitativa. Dentro de los usos estéticos se sugiere considerar los sitios con valor paisajístico, cascadas, rápidos, saltos de agua, miradores, entre otros. Los usos de recreación sin contacto directo son aquellos en que el ser humano no toma contacto directo con el agua,

pero la actividad depende de las características hidrológicas del río, como su caudal. Por ejemplo, se refiere al uso de embarcaciones tales como de navegación, balseo, canotaje, entre otros. Los usos de recreación con contacto directo son aquellas actividades donde el ser humano puede tomar contacto directo con el agua, a saber, pesca deportiva, rafting, kayak, canyoning y baño en balnearios en general, entre otras.

Las actividades *in situ* identificadas en el río tienen que ser enmarcadas geográficamente. De acuerdo al tipo de actividad es posible reconocer aquellos usos que se realizan en una zona definida y acotada. Por ejemplo, un balneario tiene acondicionada una extensión de río para sus actividades, como también algunos usos estéticos, cotos de pesca o el balseo. Existen otras actividades cuya realización no está acotada a una zona específica del río, sino que se llevan a cabo en un tramo de éste (p. ej., rafting). La particularidad de estas actividades es que dentro del tramo en que se realizan pueden existir puntos críticos en los cuales la regulación del caudal puede limitar su desarrollo. Por último, existen actividades factibles de ser desarrolladas en varios lugares a lo largo de un tramo de río, por ejemplo la pesca deportiva de lanzamiento y la pesca con mosca.

Para las actividades acotadas geográficamente es necesario definir las coordenadas de la zona en que se desarrollan, mientras que para las actividades que no están acotadas geográficamente es importante delimitar el tramo del río e identificar sus zonas críticas o posibles zonas en donde se pueda desarrollar la actividad, según corresponda.

De acuerdo a lo anterior, la caracterización de las actividades *in situ* debe considerar las siguientes variables:

- identificación y número de actores (o usuarios) que desarrollan actividades en el AI;
- actividades que estos actores desarrollan en el río (turismo, transporte, recreación, actividades ceremoniales, religiosas, entre otras);
- infraestructura existente para dichas actividades (p. ej., embarcaciones);
- temporalidad del desarrollo de las actividades, se refiere a los meses en los cuales normalmente se lleva a cabo. Esta información es relevante al momento de asignar el régimen de caudal ambiental que satisfaga los requerimientos de caudal de una actividad relevante en los meses de realización;
- ubicación geográfica del desarrollo de esta actividad (coordenadas, ribera, longitud del tramo utilizado), es decir, las Áreas de Usos Antrópicos (AUA);
- requerimientos de las actividades en términos hidráulicos (rango de profundidades y velocidades, ancho, entre otras).

Posteriormente, para cada actividad se deben identificar y evaluar los impactos que pudieran producirse por la reducción de caudal de una forma estandarizada. Por ejemplo, si hay actividades turísticas relevantes en el AI, se debiese evaluar cómo afectaría el proyecto en dicha actividad. Con esta información se podría determinar si existen actividades relevantes a considerar para el cálculo del régimen de caudal ambiental.

La información para la caracterización de actividades *in situ* debiera recopilarse a través de la descripción del IA del Medio Humano, del Uso del Territorio y del Paisaje, elementos que usualmente son presentados en el capítulo de línea de base de un EIA o como antecedentes para justificar la inexistencia de efectos, características o circunstancias del artículo 11 de la Ley N° 19.300 en una DIA. La información necesaria se debe obtener en gabinete, aunque puede ser requerido, realizar un análisis en terreno para corroborar u obtener más información. A continuación se entregan recomendaciones para su obtención, tanto en su etapa de gabinete como en terreno.

La información para el levantamiento en gabinete se puede obtener en:

- Municipalidades: Pueden tener información a escala local, tanto de las actividades como de los actores involucrados.
- Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA): Cuenta con información registrada sobre las licencias de pesca, campeonatos de pesca deportiva y cotos de pesca.

- Servicio Nacional de Turismo (SERNATUR): Disponen de información referente a los usos turísticos y empresas operadoras.
- SEA: el sistema de búsqueda de proyectos del SEIA²¹ dispone de información de los proyectos aprobados que pudieran ser útiles para conocer actividades productivas en el AI.
- Empresas productivas: en virtud de la información recopilada en las OAECA mencionadas anteriormente, se sugiere en la medida de lo posible, contactar a las empresas que utilizan el río en estudio durante sus etapas productivas y/o extractivas.
- DGA: mantiene un registro de los derechos de aprovechamiento de agua.
- Federaciones deportivas: entrega información relevante al desarrollo de actividades deportivas como el canotaje, entre otras.
- Corporación Nacional de Desarrollo Indígena (CONADI): entrega información respecto a los derechos de agua adquiridos o regularizados para las comunidades indígenas con cargo al Fondo de Tierras y Aguas Indígenas a cargo de dicha Corporación. Lo anterior, en conformidad a la Ley N° 19.253, de 1993, que Establece Normas sobre Protección, Fomento y Desarrollo de los Indígenas, y crea la CONADI y al Decreto Supremo N° 395, de 1994, que aprueba el Reglamento del Fondo de Tierras y Aguas Indígenas, ambos del Ministerio de Planificación y Cooperación. También entrega información sobre sitios con significancia cultural, donde se realizan ceremonias y/o actividades sagradas.
- Juntas de vecinos o habitantes de poblados cercanos: puede ser una fuente de información para identificar actividades locales.
- Organizaciones de Usuarios de Agua: tales como, Asociaciones de Canalistas, Juntas de Vigilancia, entre otras.

Información recopilada en terreno

Se recomienda entrevistar a individuos que conozcan bien la situación local, por ejemplo, los líderes de la comunidad, oficiales de gobierno local, empresas de turismo, profesores, líderes religiosos, entre otros. Asimismo, se recomienda realizar entrevistas a los diferentes tipos de actores, lo que facilitará la posterior sistematización de la información y traspaso a un sistema de información geográfico. A su vez, en caso de requerir mediciones *in situ* de variables hidráulicas en el río para el desarrollo de la actividad, se recomienda que estas mediciones junto con la información obtenida a partir de las entrevistas, sean debidamente incorporadas al EIA o a la DIA.

2.1.2. Descripción del proyecto hidroeléctrico

Para establecer el régimen de caudal ambiental, es relevante realizar una apropiada caracterización de las obras de la central hidroeléctrica, la que debe presentarse en el capítulo de descripción del proyecto del EIA o de la DIA. En particular, la magnitud del efecto en el ecosistema fluvial dependerá del tipo de obra asociada a lo siguiente: a) captación de agua (obra de bocatoma), b) la

restitución (obra de restitución o devolución), y c) la regla de operación de la central hidroeléctrica. A su vez, la configuración del tipo de bocatoma y de restitución también puede determinar la extensión del AI, materia que es abordada en la sección 2.1.3 de la presente Guía.

²¹ Disponible en <http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyecto.php>

La información relevante para caracterizar las obras de captación, restitución y la regla de operación se describe en la Guía para la Evaluación de Impacto Ambiental de Centrales de Generación

de Energía Hidroeléctrica de Potencia Menor a 20 MW del SEA (2012)²². Sin perjuicio de lo anterior, a continuación se describen algunas diferencias entre los distintos tipos de bocatoma.

2.1.2.1. Caracterización del tipo de captación o bocatoma

Existen diversos tipos de bocatoma para realizar la captación en una central hidroeléctrica, las cuales están asociadas a las características fluviales y al tipo de central. La caracterización presentada en esta Guía para los fines de seleccionar el método para determinar el caudal ambiental no clasifica las bocatoma según su diseño hidráulico, sino que de acuerdo a los efectos que estas obras pueden generar sobre el ecosistema fluvial al momento de su operación.

Se sugiere caracterizar la bocatoma del proyecto de acuerdo a los siguientes tipos: a) bocatoma con barrera frontal fija, b) bocatoma con barrera móvil, c) bocatoma tipo tirolesa y d) bocatoma de carga máxima.

a) Bocatoma con barrera frontal fija

Las bocatoma de barrera frontal fija son las bocatoma que comúnmente se diseñan para las presas de más de 10 m de altura. Si bien este tipo de barrera es más común en centrales de gran envergadura, existen casos de proyectos de menos de 20 MW que la han implementado²³. Estas barreras pueden producir un impacto importante en la temporalidad del hidrograma y en la movilidad del sedimento. Dependiendo de la regla de operación de la central hidroeléctrica, así como del volumen de agua requerido para la generación, el hidrograma regulado podría presentar desfases temporales en la ocurrencia de los caudales medios mensuales mínimos, además produciría una laminación de las crecidas menores. La movilidad del sedimento se

vería limitada producto de esta barrera frontal, que impide que el sedimento proveniente desde aguas arriba de la barrera continúe hacia aguas abajo.

Por otra parte, también se han diseñado centrales hidroeléctricas con bocatoma de barrera frontal de altura menor a 10 m (p. ej., tipo azud). Estas a diferencia de las mayores a 10 m, por lo general no alteran la temporalidad del hidrograma debido a que tienen un limitado volumen de regulación. Sin embargo, pueden reducir también la movilidad del sedimento.

b) Bocatoma con barrera móvil

Las bocatoma de barrera móvil se componen de una barrera fija, una zona con compuertas (barrera móvil) y una obra de toma lateral (ver Figura 8). Con esta configuración de barrera fija y compuertas se busca mantener un nivel constante de agua en la obra de toma lateral, por lo tanto, se hace necesaria la operación de las compuertas cuando aumenta el nivel del caudal circulante en el río. Así, el nivel de amortiguamiento de las crecidas es acotado producto de la limitación operacional de mantener un nivel constante en la obra de toma. Este tipo de toma, al presentar una barrera móvil, permite que el sedimento no pierda movilidad en las crecidas menores, las cuales son necesarias para la mantención de la morfología y de las zonas ribereñas.

²² Disponible en http://www.sea.gob.cl/sites/default/files/20121109_hidro_terminada.pdf

²³ Proyecto "Modificación Central Hidroeléctrica Florín (ex Don Alejo). Aumento Potencia Modificación Central Hidroeléctrica Florín", disponible en http://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=normal&id_expediente=3822370



Figura 8. Vista de una bocatoma con barreras móviles

Fuente: MOP, 2009

c) Bocatoma tipo tirolesa

Las bocatomas de tipo tirolesa (ver Figura 9) por lo general se diseñan para zonas de alta montaña, ya que su configuración permite el paso de sedimento de gran tamaño, el cual es típico en ríos de alta montaña (flujos macrorrugosos). Esta obra consiste en un sumidero (o cámara de

rejas) ubicado en el lecho del río, de modo que el agua es captada por el fondo del cauce. El agua captada por este sumidero es transportada por un canal transversal al río hasta un canal desripador para posteriormente ser captadas en la obra de toma. Esta configuración, prácticamente permite el paso total del sedimento y, por tanto, la alteración sobre los eventos de crecidas es menor.

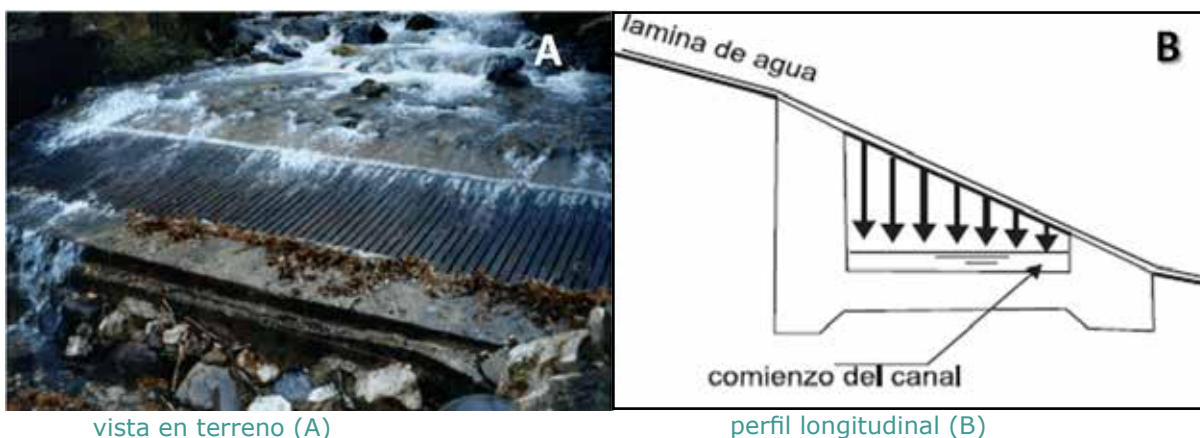


Figura 9. Vista de una bocatoma de tipo tirolesa

Fuente: Penche, 1998

d) Bocatoma de carga máxima

Por último, las bocatomas de carga máxima son aquellas que presentan una barrera frontal que no permite una carga superior a la establecida por diseño de sus componentes. Por esta razón, estas barreras deben plegarse cuando viene una crecida para permitir su paso, ya que no son capaces de almacenar este volumen de agua, por lo cual no debieran producir una alteración importante en la onda de crecida.

El impacto en el régimen del gasto sólido depende de la cantidad de sedimento que transporte el río y la frecuencia a la cual debe desplegarse la barrera frontal. Entre las barreras de este tipo de bocatoma se encuentran las de tipo *Rubber dam* (ver Figura 10) y las de tipo clapeta. Las barreras

tipo *Rubber dam* consisten en un tubo hueco de goma que se levanta mediante el inflado a presión, permitiendo el peralte necesario de la lámina de agua para su captación lateral. Su operación se basa en el desinflado de la barrera, permitiendo el paso libre de la crecida. Las bocatomas de clapeta consisten en sólidas láminas de acero instaladas sobre la cota del lecho de fondo del río, las cuales se abaten para permitir el paso de la crecida.

Por otra parte, se pueden considerar dentro de este grupo las bocatomas tipo fusible²⁴. Estas consisten en una barrera que se construye en algunas bocatomas en el lado opuesto a la captación, que con ocasión de las grandes crecidas puede destruirse quedando el resto de la obra intacta. Esto implica que con la ocurrencia de grandes crecidas deba ser reconstruida.



Figura 10. Ejemplo de una bocatoma tipo *Rubber Dam*

Fuente: The San Francisco Bay Trail Project

2.1.2.2. Obras de restitución

Las obras de restitución del caudal turbinado pueden determinar la extensión del AI y por esto es necesario caracterizarlas. Se distinguen dos tipos de obras de restitución: aquellas de entrega directa y las que presentan una obra de amortiguación de los pulsos de generación, también denominada como embalse de contrapunta. En esta última, es muy

importante el volumen de agua que la obra es capaz de amortiguar.

²⁴ Por ejemplo, revisar el proyecto "Central Hidroeléctrica Guayacán", disponible en http://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=normal&id_expediente=2733527. Se sugiere revisar los documentos del Anexo 6 de la Adenda 2 en el cual se describe con mayor detalle la bocatoma junto con la memoria de cálculo.

Por otra parte, se recomienda describir aquellas obras asociadas a permitir la entrega del caudal ambiental (no turbinable). Normalmente estas obras están relacionadas a bocatomas de tipo barrera frontal y, dependiendo de su diseño y ubicación,

pueden permitir no solo el paso de peces sino además el transporte de sedimentos, dando la continuidad longitudinal necesaria para mantener las características morfológicas del cauce.

2.1.2.3. Regla de operación de la central hidroeléctrica

Una vez determinado el tipo de central y sus obras hidráulicas asociadas, es necesario caracterizar su forma de operación. Usualmente se caracterizan según si ejercen o no una regulación del régimen actual del caudal, lo cual tendrá importancia en las limitaciones o potencialidades que tenga al momento de operar y permitir el paso del caudal ambiental.

Contar con la regla de operación de una central hidroeléctrica permite hacer un análisis de la forma del hidrograma de restitución en la condición con proyecto. Es importante también caracterizar el rango temporal de puesta en marcha de las turbinas (días, horas, minutos), con lo que se determinan los potenciales coeficientes de variación al comienzo y término de los procesos de turbinación.

2.1.3. Identificación de áreas de importancia ambiental

Las Áreas de Importancia Ambiental (AIA) de un río son aquellas que proveen de bienes y servicios ecosistémicos, pudiendo ser de importancia ecológica o de usos antrópicos (DGA, 2008). Estas áreas deben identificarse dentro del AI definida y en base a la caracterización del sistema descrita en la sección 2.1.1 de la presente Guía. Las AIA deben

ser individualizadas, georreferenciadas y mapeadas de manera tal que se permita su verificación en terreno. Se sugiere revisar los criterios establecidos en la Minuta DCPRH-DGA N° 267 de 2011, la cual puede ser solicitada a través de una solicitud de información mediante la Ley N° 20.285 sobre Acceso a la Información Pública²⁵.

2.1.3.1. Área de importancia ecológica

Las Áreas de Importancia Ecológica (AIE) son aquellos tramos de río que mantienen una heterogeneidad de hábitat en el sistema fluvial necesario para conservar la biodiversidad del ecosistema acuático. En estas AIE se deben reconocer las principales condiciones ambientales en que los distintos organismos desarrollan su ciclo de vida.

Las AIE se pueden identificar teniendo en cuenta la siguiente información: las especies identificadas en la caracterización ecológica, la información de la biología y hábitat de éstas, la descripción del tipo de río, los mesohábitats presentes y su patrón de secuencias, que fue desarrollado en la sección 2.1.1.2 de la presente Guía.

En un principio bastaría con definir una sola AIE. Sin embargo, es posible que sea necesario identificar más de una, considerando que pueden existir anomalías o singularidades en el río que modifican el patrón de heterogeneidad del hábitat.

Las singularidades a identificar pueden dividirse en puntuales y graduales. Las primeras se refieren a cambios bruscos en el sistema. Por ejemplo, los afluentes con un orden de Strahler (1952) similar o mayor al del río en el tramo de estudio generan un aumento significativo del caudal en el cauce principal, provocando un cambio en la dinámica fluvial que altera la heterogeneidad de las AIE. Otras singularidades puntuales pueden ser un cambio brusco de pendiente, un cambio morfológico del valle, entre otras. Los cambios o singularidades graduales en las condiciones hidromorfológicas también generan cambios en la heterogeneidad y, por lo tanto, es conveniente diferenciarlos en distintas AIE. Un cambio gradual típico está dado por el perfil longitudinal del río, determinado en la caracterización morfológica.

²⁵ Disponible en <http://oirs.mop.gov.cl/Vista/Ingreso/Ingreso.aspx>

2.1.3.2. Área de usos antrópicos

Las Áreas de Usos Antrópicos (AUA) se identifican por la existencia de actividades humanas que utilizan bienes y servicios ecosistémicos en el río bajo condiciones hidrológicas específicas de éste. En este sentido, la variación de estas condiciones podría eventualmente afectar el desarrollo de estas actividades. Para la identificación de las AUA en el río, se deben estudiar las actividades antrópicas que se realizan sobre éste, tanto aquellas que detentan derechos de aprovechamiento de agua como aquellas que no los requieren, y las condiciones que permiten que estas actividades se realicen.

La caracterización de las AUA en el río está dada por las actividades antrópicas identificadas y su

ubicación geográfica, desarrollado en la sección 2.1.1.6 de la presente Guía, sobre Caracterización antrópica. Al momento de definir las AUA es necesario diferenciar entre aquellas actividades acotadas geográficamente y aquellas que no lo están, según la definición dada en la caracterización antrópica.

En la Figura 11 se muestra un ejemplo de la ubicación de las obras de captación y restitución de una central hidroeléctrica ficticia, en conjunto con las AIE y AUA. El AI es delimitada como el tramo entre la captación y un AUA río abajo de la restitución que recibe pulsos de generación debido a la descarga de agua de una central sin embalse de contrapunta.

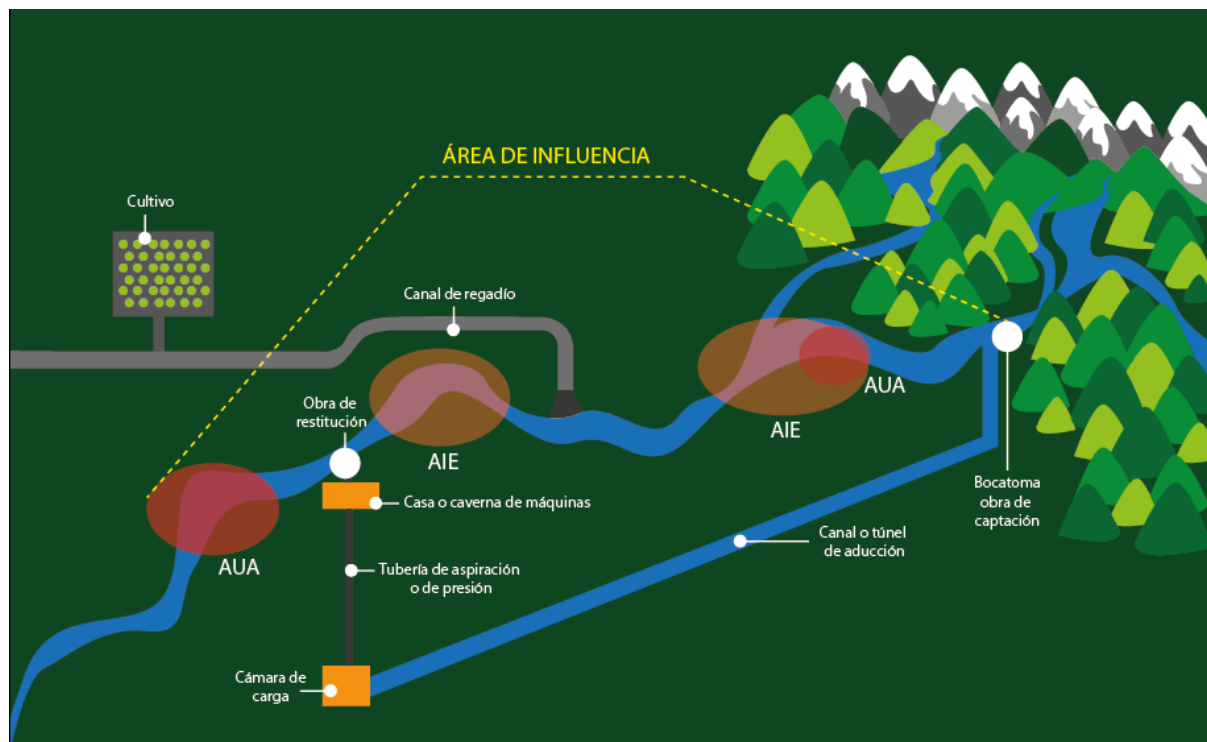


Figura 11. Ejemplo de distribución de las AIE y las AUA detectadas para un proyecto hidroeléctrico

Fuente: elaboración propia

2.1.4. Valoración de la calidad del sistema en las AIA

En esta sección se describe un sistema de valoración ambiental cuantitativo que permite en la sección 2.2. Etapa II Elección y desarrollo del método, de esta Guía, entregar un criterio para seleccionar el o los métodos más apropiados para establecer un

régimen de caudal ambiental. La valoración ambiental del sistema consta de lo siguiente: valoración de la calidad del sistema y valoración de la alteración hidromorfológica.

2.1.4.1. Valoración de la calidad del sistema en el AIA

Para valorar adecuadamente la calidad del sistema, se debe considerar y caracterizar tres aspectos fundamentales, que están relacionados a los servicios ecosistémicos que presta el río: a) los usos antrópicos existentes en el AIA, b) las especies en categoría de conservación presentes en el AIA, y c) la calidad ambiental del río.

a) Usos antrópicos en el AIA

Para la descripción de los usos antrópicos se evalúan las interacciones entre el componente social y el río.

A continuación se indican las tres categorías de usos antrópicos que se recomiendan para la valoración, tal como se indicó en la sección 2.1.1.6 de la presente Guía:

- estética: presencia de cascadas, rápidos, sitios de paisaje particular, sitios de uso ceremonial, observación de flora y fauna, entre otros;
- recreación con contacto directo: zonas de balneario, kayak, balsas, áreas aptas para la pesca recreativa, termas, entre otros;
- recreación sin contacto directo: uso de embarcaciones mayores como botes, lanchas, transbordadores, entre otros.

La valoración se basa en la identificación de los tipos de usos en el AIA. Para cada tipo de uso identificado se debe asignar el valor 1. En caso de no existir se asignará un valor de 0. El valor final es la sumatoria de los usos identificados (ver Tabla 2).

Tabla 2. Valoración del río y su ecosistema de acuerdo a los tipos de usos antrópicos que se desarrollan dentro del AIA

Usos	Valor
Estético	0-1
Recreación con contacto	0-1
Recreación sin contacto	0-1
Valor Final (Sumatoria)	[0-3]

Fuente: EcoHyd, 2011

b) Especies en categoría de conservación en el AIA

La caracterización de las especies en el AIA, según lo descrito en la sección 2.1.1.4, se estimará de acuerdo a la matriz de valoración sugerida en la Tabla 3. Esta matriz considera distintos escenarios o combinaciones posibles, en función de la presencia de especies clasificadas según su estado de conservación, nativas que no están clasificadas según su estado

de conservación y especies introducidas. Cabe mencionar que la valoración se fundamenta en el principio de valorar más aquellos ambientes con especies clasificadas en categorías más críticas, seleccionando el par de especies que sean más restrictivas (una para cada fila y columna). Por ejemplo, si del conjunto de especies identificadas en el AIA se registra una especie "en peligro crítico" y otra de "preocupación menor", el valor será 3.

Tabla 3. Valoración ecológica del río en función de la presencia de especies nativas clasificadas según su estado de conservación, especies nativas no clasificadas y especies introducidas en el AIA

	Especies nativas "En peligro crítico"; "En peligro", "Vulnerables" o "Casi amenazada"	Especies nativas de "preocupación menor"	Especies nativas sin categoría de conservación	Introducida
Especies nativas "En peligro crítico"; "En peligro", "Vulnerables" o "Casi amenazada"	3	3	3	3
Especies nativas de "preocupación menor"	3	2	2	2
Especies nativas sin categoría de conservación	3	2	1	1
Introducida	3	2	1	0

Fuente: elaboración propia

c) Calidad físico química del agua del río en el AIA

La valoración de la calidad del cuerpo de agua es compleja ya que pueden existir diferentes aspectos a considerar, tales como su grado de intervención, la calidad natural del agua, existencia de propiedades intrínsecas que son sitio específico a un río o al tramo del río, entre otros. Lo anterior hace difícil establecer un criterio de calidad general con fines de valorar si el río a ser intervenido por un proyecto merece o no más valor para asegurar su protección.

A continuación se describe un sistema de clasificación de un río en 4 clases. El criterio de esta clasificación se basa en que a mejor calidad fisicoquímica del agua del río a intervenir, mejor serán las condiciones

para el desarrollo de vida acuática, por lo que tendrá un mayor valor ambiental.

Este sistema está construido en base a la consideración de antecedentes de la NSCA, en caso que el río respectivo la posea; la norma NCh NCh 1.333 Of78 Requisitos de Calidad del Agua para Diferentes Usos; y el documento "Propuesta de Parámetros Mínimos de Calidad de Agua para la Evaluación de Impacto Ambiental en Seis Tipologías de Proyectos" (DGA, 2014). A excepción de la NSCA, con la información de los antecedentes señalados se definen 4 clases según un rango de valor para un conjunto de parámetros que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Clasificación fisicoquímica de un cuerpo de agua según rangos de valores de parámetros seleccionados

Parámetro	Unidad	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
OD	mg/l	>7,5	7,5≥OD>5,5	5,5≥OD>5	<5
CE ⁽¹⁾	umhos/cm a 25°C	≤750	750<CE≤1500	1500<CE≤3000	>3000
pH ⁽¹⁾		6,5-9	6,5-9	6,5-9	<6,5 o >9,0
Turbidez ⁽¹⁾	NTU	<50	<50	=50	>50
DBO ₅	mg/l	≤2	2< DBO ₅ ≤5	5< DBO ₅ ≤10	>10
Aceites y grasas	mg/l	Ausencia	≤5	≤5	>5
Coliformes fecales	NMP/100ml	≤10	10<Coliformes Fecales≤1000	10<Coliformes Fecales≤1000	>1000

(1) NCh 1.333 Of78. Requisitos de Calidad del Agua para Diferentes Usos

Fuente: elaboración propia

Si el río dispone de una NSCA, siempre se considerará que esta norma tiene como objetivo prioritario velar por la preservación de los organismos presentes en el medio acuático, por lo que el río se valorará con el máximo valor. En los casos en que el río no dispone de una NSCA, éste se deberá clasificar de acuerdo a los requisitos que se presentan en la Tabla 4.

Para realizar la clasificación del río se deben medir todos los parámetros señalados en la Tabla 4. Si se cumple con el rango de valor de todos los parámetros establecidos para la clase 1, se clasifica como tal,

sino se verifica el cumplimiento de los requisitos de la siguiente clase 2, y así sucesivamente. En el caso que no se cumpla el rango de valor de todos los parámetros al mismo tiempo en ninguna de las clases mencionadas, entonces se asigna a la clase en la que se cumpla con el rango de valor de la mayor cantidad de parámetros, y si en dos o más clases se igualan la cantidad de parámetros cumplidos, la clasificación del cuerpo de agua deberá adoptar la de clase menor. La valoración fisicoquímica del río en el AI se realiza de acuerdo a lo señalado en la Tabla 5.

Tabla 5. Valoración fisicoquímica del río en el AI

Características del cuerpo de agua	Valor
Posee NSCA o es de clase 1	3
Clase 2	2
Clase 3	1
Clase 4	0

Fuente: elaboración propia

d) Valoración conjunta de la calidad del sistema

La valoración final de la calidad del sistema será la sumatoria de los valores obtenidos para cada uno de los tres aspectos descritos anteriormente: a) usos antrópicos, b) especies en categoría de conservación y c) calidad físico química del agua del

río. El nivel máximo de valoración para la calidad del sistema está definido entre los valores 7 y 9; los valores comprendidos entre 3 y 6 se han considerado como una valoración media; y entre 0 y 2 como valoración baja. En la Tabla 6 se detallan las clases finales de valoración conjunta de la calidad del sistema.

Tabla 6. Valoración conjunta de la calidad del sistema

Valor	Nivel de valoración del sistema
0-2	Baja
3-6	Media
7-9	Alta

Fuente: EcoHyd, 2011

2.1.4.2. Valoración de la alteración hidromorfológica

Para valorar el nivel de alteración hidromorfológica que puede tener el proyecto hidroeléctrico sobre el sistema, se han considerado tres aspectos: a) Alteración del hidrograma producto de la magnitud de captación, b) Alteración de la temporalidad del hidrograma producto de la operación del proyecto hidroeléctrico y c) Alteración en el gasto sólido producto de las obras hidráulicas que componen el proyecto hidroeléctrico, las cuales pueden alterar en menor o mayor medida la movilidad y disponibilidad de sedimentos en el río.

a) Alteración del hidrograma producto de la magnitud de captación

El índice de alteración de la magnitud del hidrograma se determina como la razón entre el caudal asociado a la máxima potencia instalada de la central hidroeléctrica, es decir, el máximo caudal turbinable, y el Q_{MA} del río en régimen actual.

De esta forma, el índice queda descrito como la ecuación:

$$IAH_M = \frac{Q_{MT}}{Q_{MA}} \times 100$$

Dónde:

IAH_M es el índice de alteración hidromorfológica para la magnitud de captación.

Q_{MT} es el caudal máximo turbinable por la central hidroeléctrica.

Q_{MA} es el caudal medio anual en régimen actual en el punto de captación.

Se hace presente que el índice IAH_M es adimensional y, por lo tanto, las unidades de medición del Q_{MT} y del Q_{MA} deben ser las mismas.

Los valores resultantes del índice mostrarán el grado de alteración esperado del hidrograma por la captación del caudal para turbinar. Según los rangos del índice, se definen 4 niveles de alteración esperada, los cuales se muestran en la Tabla 7. Estos niveles se definieron de acuerdo a la calidad esperada del hábitat en función de especies ícticas según lo expresado por Tennant (1976). A cada valor del índice se le asoció un número que determinará, en conjunto con las otras alteraciones esperadas, la valoración de la alteración hidromorfológica total esperada producto del proyecto hidroeléctrico.

Tabla 7. Clases de alteración de la magnitud hidrológica esperada producto de la operación de la central

Índice ($IAH_M = Q_{MT}/Q_{MA} \times 100$)	Valoración	Valor
$IAH_M < 30\%$	Mínima alteración	0
$30\% \leq IAH_M \leq 50\%$	Baja alteración	1
$50\% < IAH_M < 70\%$	Media alteración	2
$IAH_M \geq 70\%$	Alta alteración	3

Simbología: IAH_M se define como la razón entre el caudal máximo turbinable (Q_{MT}) y el caudal medio anual (Q_{MA}) en régimen actual.

Fuente: EcoHyd, 2011

b) Alteración de la temporalidad del hidrograma

Para la determinación de la alteración de la temporalidad del hidrograma se analiza si existe un desfase en la temporalidad de los caudales altos y bajos a nivel mensual (o a escala intranual), siendo el caso más extremo cuando se invierte completamente el hidrograma (ver Figura 12). Pueden existir otras alteraciones menores de la temporalidad del hidrograma pero igualmente importantes en el estudio de caudal ambiental. Éstas se refieren a la laminación o amortiguamiento de las crecidas ordinarias, que son las encargadas de mantener la dinámica morfológica del río y una buena condición de las zonas ribereñas.

La alteración de la temporalidad del hidrograma se puede determinar (en el mejor de los casos), mediante el análisis de la regla de operación del proyecto hidroeléctrico. No obstante, dado que la regla de operación puede variar en el tiempo y que no siempre puede disponerse en el proceso de evaluación, en esta sección se entregan criterios para evaluar la alteración de la temporalidad del hidrograma en función de las obras de captación.

Manteniendo las condiciones del río y de captación de un proyecto hidroeléctrico, las distintas obras de toma tendrán distintos niveles de alteración de la temporalidad del hidrograma de acuerdo a las características de diseño y las limitaciones y posibilidades de operación de éstas.

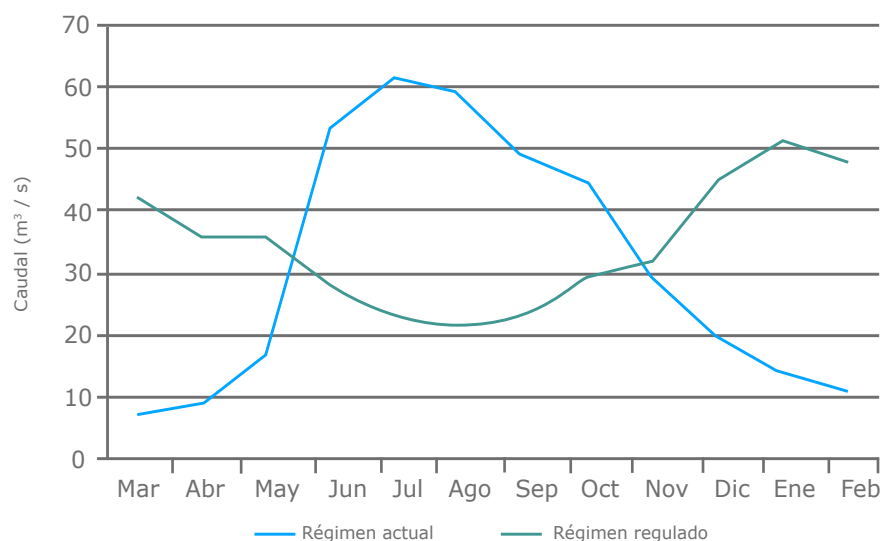


Figura 12. Ejemplo de una inversión del hidrograma a escala intranual para un AI de proyecto de régimen pluvionival

Fuente: EcoHyd, 2011

De esta forma, se estima que las bocatomas de barrera frontal de más de 10 m de altura (asociadas generalmente a presas) son las que mayor nivel de alteración pueden producir, porque su operación podría producir una inversión del hidrograma y una gran laminación de eventos menores de crecida, dependiendo de la capacidad de regulación que tenga el volumen de almacenamiento.

Las bocatomas de barrera móvil no tienen la posibilidad de generar grandes volúmenes de regulación, por lo tanto, es limitada la posibilidad de invertir el hidrograma. En relación a la laminación de eventos menores de crecida, este tipo de bocatoma no genera una alteración mayor, ya que se busca mantener un peralte constante de la lámina de agua para la obra de toma, por lo que se debe permitir el paso de la crecida sin mayores alteraciones.

Las obras de tipo tirolesa generan una baja alteración de la temporalidad del hidrograma, ya que no presentan obras frontales que limiten el paso de las crecidas.

Por último, las bocatomas de tipo *rubber dam* o clapeta no soportan una carga hidráulica mayor a la de diseño y, por lo tanto, cuando vienen crecidas mayores éstas deben “desinflarse”, o bajarse en caso de ser clapetas, para permitir el paso de la crecida. Dado lo anterior, este tipo de bocatoma no debería producir una alteración de importancia en la onda de crecida.

De esta forma, se definieron 4 niveles de alteración de la temporalidad del hidrograma a nivel mensual (ver Tabla 8) de acuerdo al tipo de bocatoma incorporada en la central hidroeléctrica, ya sea por la naturaleza de su diseño o las limitaciones técnicas en su operación.

Tabla 8. Valoración del impacto esperado en la temporalidad del hidrograma a nivel mensual o intranual de acuerdo al tipo de obra de captación del proyecto hidroeléctrico

Tipo de bocatoma	Identificación de la alteración esperada	Valor
<i>Rubber dam</i> , clapetas, fusible	Baja alteración en las ondas de crecida	0
Tirolesa	Baja laminación de eventos de crecida. Con captación de caudal en estos eventos	1
Barreras móviles o frontales menores a 10 m de altura	Alteración en laminación de crecidas. Con captación de caudal en estos eventos	2
Barreras frontales mayores a 10 m de altura	Alta laminación de eventos menores de crecida. Puede producir inversión del hidrograma anual dependiendo de la regla de operación y de la capacidad del volumen de regulación	3

Fuente: EcoHyd, 2011

c) Alteración en el gasto sólido

Es importante considerar la alteración del gasto sólido para mantener la morfología del cauce. Por ejemplo, en ríos con una gran cantidad de arrastre de sedimentos, ya sea en la columna de agua o en el fondo, cualquier alteración en su dinámica producirá impactos sobre la morfología fluvial y, por lo tanto, también en la disponibilidad y diversidad de hábitat fluvial y ribereño.

A continuación se describen criterios para valorar la alteración del gasto sólido de una forma cualitativa. No obstante, existen métodos de cálculo cuantitativos

que pueden utilizarse para valorar el gasto sólido del cauce que sería afectado, cuyo resultado debiera homologarse con la valoración de la alteración del gasto sólido presentada al final de esta sección (ver Tabla 9).

La valoración de la alteración del régimen de sedimento se basa en el supuesto de que toda obra hidráulica produce una alteración en la movilidad del sedimento y que el nivel de alteración está dado principalmente por los niveles de gasto sólido que presenta el río, los cuales debieran en lo posible mantenerse. Es decir, para elevados niveles de sedimentos transportados en el río, se considera que

la alteración es alta o importante. Para niveles medios de arrastre de sedimento la alteración será media. Para bajos niveles de sedimentos transportados la alteración será baja o leve, mientras que para ríos con escaso transporte de sedimentos la alteración esperada será de escasa significancia.

También es posible asociar la cantidad de sedimentos arrastrados a los tipos de ríos y las fuentes de alimentación de estos ríos y su pendiente. En ríos con alimentación nival o glacial, que presenten elevadas pendientes, se espera que el arrastre de sedimentos sea de importancia y, por lo tanto, las

obras hidráulicas presentan un alto potencial de disminuir o alterar el flujo normal de sedimentos. Los ríos de origen pluvial presentan valores menores de arrastre de sedimentos, los que se producen principalmente en los eventos de crecidas. Por último, los ríos o tramos de ríos aguas abajo de un lago (con regulación lacustre) presentan bajos niveles de arrastre de sedimentos, ya que el mismo lago actúa como un decantador natural, y en consecuencia se espera que el nivel de alteración en este tipo de río sea bajo. De acuerdo a lo anterior, la Tabla 9 presenta una valoración de la alteración de la movilidad del sedimento.

Tabla 9. Valoración de la potencial alteración del gasto sólido producto de la central hidroeléctrica

Potencial nivel de alteración	Características Hidromorfológicas del río	Valor
Casi nula	Ríos de regulación lacustre. Debido a que estos suelen ubicarse en el sur de Chile, presentan bajas pendientes.	0
Leve	Ríos de origen pluvial. Pendientes medias y bajas. Ríos de origen nival. Bajas pendientes.	1
Media	Ríos de origen nival. Pendientes medias y altas. Ríos de origen pluvial. Pendientes altas.	2
Elevada	Ríos de origen glacial. Pendientes altas y medias, y algunos de pendiente baja.	3

Fuente: EcoHyd, 2011

Existen casos de proyectos hidroeléctricos²⁶ en cuyo diseño se han considerado medidas para controlar y disminuir la alteración del gasto sólido en el cauce. Una medida para minimizar la alteración es el uso de compuertas automáticas activadas por sensores que detectan la acumulación de sedimento en la barrera, la cual permite liberar el sedimento acumulado. Otra medida es la construcción de galerías *bypass* que son utilizadas en los momentos de crecidas con objeto de desviar la carga de sedimentos. En este caso, si se considera que el río arrastra una cantidad considerable de sedimentos y se implementa alguna de estas u otras medidas para disminuir o evitar dicho efecto, se podría disminuir

la valoración antes descrita. Esta disminución será explicitada y fundamentada por el titular y su valor dependerá de la significancia de la medida. No obstante, para la valoración e implementación apropiada de estas medidas, debe especificarse las frecuencias o formas de manejo de descarga de los sedimentos acumulados.

d) Valoración conjunta de la alteración hidromorfológica

Finalmente, la valoración de la alteración hidromorfológica esperada producto del proyecto será la sumatoria de los valores obtenidos para cada uno de los tres aspectos descritos anteriormente: alteración del hidrograma producto de la magnitud de captación; alteración de la temporalidad del hidrograma; y alteración en el gasto sólido. El nivel máximo de alteración hidromorfológica está definido entre los valores 7 y 9; los valores comprendidos entre 3 y 6 se han considerado

²⁶ Proyecto "Mini Centrales Hidroeléctricas de Pasada Palmar - Correntoso", disponible en http://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=normal&id_expediente=2297715

como una alteración media; y entre 0 y 2 como una alteración baja. La Tabla 10 resume los niveles

finales de valoración conjunta de la alteración hidromorfológica del sistema.

Tabla 10. Valoración conjunta de la alteración hidromorfológica esperada por el proyecto

Nivel	Nivel de alteración hidromorfológica esperada
0-2	Baja
3-6	Media
7-9	Alta

Fuente: EcoHyd, 2011

2.2 ETAPA II. Elección y desarrollo del método

En esta etapa se seleccionará y desarrollará el o los métodos más apropiados en función de la valoración descrita en la sección 2.1 Etapa I Descripción del Sistema Fluvial de la presente Guía. Para ello, se han considerado métodos que en su mayoría ya han sido aplicados en estudios anteriores realizados en Chile y/o que tienen una alta aceptación a nivel internacional.

Los grupos de métodos factibles a implementar son:

- Método Q_{DGA} : es el que aplica la Dirección General de Aguas, de acuerdo al Reglamento de Caudal Ecológico Mínimo vigente²⁷, para el otorgamiento de nuevos derechos. Se define Q_{DGA} como aquel régimen de caudal ambiental calculado en el AI, de acuerdo al citado reglamento, como si se tratase de la solicitud de un nuevo derecho, pero sin la acotación superior del 20% del caudal medio anual. Si bien este es un método hidrológico, para efectos de esta guía se considera el Q_{DGA} como una categoría independiente.
- Métodos Hidrológicos: métodos que consideran la variabilidad estacional del río y que es estimada en base a un conjunto de estadísticos o “variables” que son capaces de replicar la variabilidad estacional del río. A modo de ejemplos se pueden mencionar

el Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad o *Range of Variability Approach* (sigla en inglés, RVA) (Richter *et al.*, 1996, 1997) y el Método del Caudal Básico de Mantenimiento (QBM) (Palau, 1994; Palau & Alcázar, 2010). El método más completo es el RVA, pues incorpora la estimación de la magnitud media del caudal, frecuencia de eventos extremos y su temporalidad (crecidas, sequías y en qué meses ocurren de modo natural), y las tasas de cambio de caudales (cambio de caudal por unidad de tiempo). En total, el método RVA considera 34 variables hidrológicas en el modelo para determinar un régimen de caudal ambiental.

- Métodos Hidráulicos: métodos que consideran la relación entre un parámetro hidráulico y el caudal para una sección considerada como crítica. Los parámetros más utilizados son el perímetro mojado, la profundidad, la velocidad, esfuerzo de corte, entre otros.
- Métodos de Simulación Hidráulica: métodos que consideran la implementación de un Modelo Hidráulico (en una o dos dimensiones, 1D o 2D), donde se imponen restricciones hidráulicas a cumplir para satisfacer requerimientos mínimos de habitabilidad o de conectividad en el tramo de estudio.
- Métodos de Simulación del Hábitat Físico: métodos que consideran la implementación de Modelos de Simulación del Hábitat Físico (1D o 2D), donde se evalúa la cantidad de hábitat disponible, o pérdida de hábitat para

²⁷ A la publicación de esta guía, corresponde al Decreto Supremo N° 14, de 2012, del Ministerio del Medio Ambiente, Reglamento para la Determinación del Caudal Ecológico Mínimo (modificado por el DS N° 71, de 2014, del Ministerio del Medio Ambiente).

cada una de las especies producto de la regulación del caudal.

Mayores antecedentes de cada uno de estos métodos se presentan en el Capítulo 4 de la presente Guía.

Esta etapa de elección y desarrollo del método se compone de los siguientes elementos:

- identificación del grupo de métodos,
- selección de especie objetivo y actividades antrópicas,
- elección del método,
- procedimiento para determinar el caudal ambiental.

2.2.1. Identificación del grupo de métodos

En base a la valoración de la calidad del sistema y de la valoración de la alteración hidromorfológica esperada (ver secciones 2.1.4.1 y 2.1.4.2, ambas de la presente Guía), es posible determinar cuál grupo de métodos se ajusta mejor a los requerimientos del sistema y del proyecto hidroeléctrico, lo cual debe ser abordado en el estudio para determinar el caudal ambiental.

La identificación del grupo de métodos a utilizar se basa en la hipótesis de que a mayor valoración del sistema se requieren métodos capaces de abordar en forma más robusta la variedad de especies y las actividades antrópicas asociadas al río en estudio.

De igual forma, se estima que a mayor nivel de alteración hidromorfológica esperada, es necesaria la implementación de métodos que consideren la información a menor escala espacial y que tengan una mayor conceptualización ecológica.

De esta forma se genera una matriz de doble entrada en la cual se presentan los grupos de métodos que se sugiere considerar para el estudio de regímenes de caudal ambiental, de acuerdo a la valoración de la calidad del sistema y la valoración de la alteración hidromorfológica esperada, como se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11. Identificación del grupo de métodos adecuados a implementar en el estudio de caudales ambientales

Calidad del Sistema				
Alteración Hidromorfológica	Niveles	0-2	3-6	7-9
	0-2	-Q _{DGA}	-Métodos hidrológicos - Métodos hidráulicos	-Simulación hidráulica - Simulación de hábitat
	3-6	-Métodos hidrológicos	-Simulación hidráulica - Simulación de hábitat	- Simulación de hábitat
	7-9	-Métodos hidrológicos - Simulación hidráulica	- Simulación hidráulica - Simulación de hábitat	- Simulación de hábitat y calidad de agua

Legenda: La identificación del grupo de métodos adecuados a implementar en el estudio de caudales ambientales considera la valoración de la calidad del sistema y la alteración hidromorfológica esperada producto de la operación del proyecto hidroeléctrico.

Fuente: EcoHyd, 2011

En los casos en que se muestran dos grupos de métodos en una misma celda de la Tabla 11, se debe seleccionar el grupo de métodos que más se

ajuste a las características del río afectado por el proyecto hidroeléctrico, lo que debe ser justificado por el titular.

En la Tabla 11 se aprecia que a medida que la valoración de la calidad del sistema y la alteración hidromorfológica es mayor, los métodos a utilizar son más sitio-específico y con una mayor conceptualización ecológica.

Cuando ambas valoraciones son las más altas, se recomienda además la implementación de un modelo de calidad de agua, que asegure que el componente fisicoquímico mantendrá niveles aceptables, tanto para los usos antrópicos como para las especies.

Existen varios modelos y programas computacionales comprendidos dentro de un mismo grupo de métodos y, por lo tanto, no debe entenderse que la identificación del grupo de métodos es suficiente

para la implementación de un modelo para determinar el caudal ambiental. El modelo o programa a utilizar debiera pertenecer al grupo seleccionado y además ser compatible con la(s) especie(s) objetivo y actividades antrópicas seleccionadas, así como con las características hidromorfológicas del río.

Una vez identificado el grupo de métodos, el siguiente paso es escoger el método final a aplicar, en caso de que existan dos opciones. Para lo anterior, es necesario evaluar si se requiere seleccionar una especie objetivo o una actividad antrópica. Cabe mencionar que esta etapa no es requerida cuando la identificación del grupo de métodos a implementar (sección 2.2.1 de la presente Guía) permite la utilización de un Método Hidrológico.

2.2.2. Selección de especie objetivo y actividad antrópica

La elección de las especies objetivo o actividad antrópica se basará en la caracterización ecológica (ver sección 2.1.1.4), la caracterización de las zonas ribereñas (ver sección 2.2.2.2) o la caracterización

antrópica (ver sección 2.1.1.6). De haber varias especies o actividades en el AI, se sugiere seleccionar aquellas más relevantes o aquellas que mejor representen el sistema en su globalidad.

2.2.2.1. Selección de especie objetivo a partir de la caracterización ecológica

Desde el punto de vista ecológico, la(s) especie(s) objetivo se debe(n) entender como las especies o taxa que mejor representen el ecosistema fluvial, y que estén en concordancia con la valoración de la calidad del sistema y la caracterización ecológica realizada en la primera etapa de descripción del sistema fluvial (ver secciones 2.1.4.1 y 2.1.1.4 de la presente Guía, respectivamente).

Los peces tienen una gran importancia en la ecología acuática, dado que son los animales estructuradores del ecosistema acuático y presentan los mayores requerimientos de caudal, por lo que si se aseguran las condiciones para satisfacer sus requerimientos se permitiría la conservación de otras especies (p. ej., invertebrados). El estudio de regímenes de caudal ambiental debiera considerar como primer criterio de selección las especies de fauna íctica, priorizando las categorizadas en grado de amenaza (en peligro crítico, peligro o vulnerables) o casi amenazadas, o en su defecto las nativas.

De existir en el AI tres o más especies de fauna íctica relevantes, puede ser difícil en la práctica incluirlas a todas. En estos casos, se recomienda elegir al menos dos. Un criterio de selección recomendado sería evaluar los tipos de hábitats de las especies y seleccionar dos con hábitats distintos. Por ejemplo, la selección de una especie de hábitos bentónicos como el bagrecito (*Trichomycterus*) y una de ambiente pelágicos como el pejerrey (*Odontesthes*), de manera de considerar ambos tipos hábitats.

Existe poca información sobre curvas de idoneidad para las especies en Chile. Dentro de las existentes, están las señaladas en el Estudio para la Central Hidroeléctrica Quilleco (EULA, 2000). Sin embargo, su utilización y aplicación para el estudio de fauna íctica en otras cuencas no es recomendable a menos que se fundamente apropiadamente su uso. Para la obtención empírica de curvas de idoneidad, se sugiere revisar las metodologías descritas en los trabajos de Hatfield *et al.* (2007), Martínez-Capel *et al.* (2009) y Muñoz-Mas *et al.* (2012), que pueden ser de utilidad.

De no existir fauna íctica para ser seleccionada como especie objetivo en el AI, o en caso de que se considere la necesidad de incluir otras especies como especie objetivo, deben considerarse otros taxa relevantes. En estos casos se sugiere evaluar la presencia de los Crustáceos Malacostráceos y los Moluscos Bivalvos Hyriidae; los primeros en atención a sus estados de conservación (Jara *et al.*, 2006) y los segundos por el importante rol que cumplen en el ecosistema acuático continental (Gutiérrez *et al.*, 2003). Ambos grupos son importantes por su tamaño y biomasa.

Si se incluye a la especie *Diplodon chilensis* (Hyriidae) como especie objetivo en ríos sin regulación lacustre, se recomienda incluir además un pez bentónico para asegurar la dispersión de la larva gloquidio. Cabe señalar que en ríos con regulación lacustre, las posibilidades de colonización de los hyridos (*D. chilensis*) en algún lugar del río siempre están

presentes, por los bancos existentes en los cuerpos lacustres y por la dispersión de la larva gloquidio mediada por los peces presentes en la cuenca. En ríos sin regulación lacustre también está presente (Parada & Peredo, 1994; Parada *et al.*, 2007), pero sus poblaciones están más vulnerables dado los diversos impactos antrópicos que se producen en el ecosistema fluvial.

La fauna íctica y los macroinvertebrados no son los únicos grupos que pueden ser consideradas como especies objetivo para un estudio de caudal ambiental. También podrían considerarse aves, mamíferos, anfibios y especies vegetales en que sus ciclos de vida pueden depender directamente del río. En Chile existe escasa información sobre estas especies para considerarlas en el cálculo de caudal ambiental. En caso de ser seleccionada alguna especie objetivo de estos taxa, los requerimientos de hábitat y sus curvas de idoneidad o equivalente deben estar debidamente fundamentados.

2.2.2.2. Selección de especie objetivo a partir de la caracterización de las zonas ribereñas

Como se indicó en la sección 2.1.1.5, la caracterización de zonas ribereñas puede ser incluida dentro del estudio de caudales ambientales como una especie objetivo debido a su importancia como transición entre los ecosistemas terrestre y acuático, y por la gran cantidad de servicios ecosistémicos que prestan. La consideración de la zona ribereña como una especie objetivo puede aplicarse a una especie particular (p. ej., una vegetación ribereña de relevancia ambiental) o como un conjunto de vegetación ribereña, cuando se considera que la mantención morfológica de la zona permite preservar la biota presente.

Existen tres casos en que pudieran ser relevantes incluirlas en el estudio y que deben ser evaluadas. El primer caso es cuando la vegetación ribereña presenta un alto valor ecológico, donde al menos una de sus funciones ecosistémicas es vital para mantener el ecosistema y su dinámica fluvial.

El segundo caso es que existan especies terrestres, anfibias o acuáticas que se encuentren en categoría de conservación y que desarrollen gran parte de sus etapas de desarrollo y sus ciclos de vida en la zona ribereña. Este caso es muy útil cuando se desea incluir una especie que dependa directamente del río para su ciclo de vida, pero la información de su hábitat y/o su ciclo de vida sea escasa.

Finalmente, el tercer caso se relaciona con la estabilidad morfológica que presentan las riberas y su dinámica en el sistema fluvial, entendiendo que una alteración de importancia en la morfología puede ocasionar grandes cambios en el ecosistema, alterando los hábitats de las especies que lo habitan. Por ejemplo, la reducción de la magnitud de las crecidas y su frecuencia suele reducir la disponibilidad de hábitats nuevos en época de diseminación, cuando se daría el asentamiento de nuevas plantas que perpetúan el bosque de ribera. Por lo tanto, si hay riesgo considerable de que la movilidad de sedimentos quede muy reducida por la escasez de crecidas, o hay riesgo de incisión del cauce, o descenso importante del nivel freático en la zona ribereña que pueda alterar a mediano o largo plazo la supervivencia y la diversidad del bosque de ribera, se debería evaluar.

La caracterización de la zona ribereña en el AI tiene por objeto determinar si existen especies relevantes que pudieran ser afectadas por la reducción del caudal. La caracterización debe contemplar aspectos tales como el tipo de especies vegetales presentes, identificando la presencia de especies en estado de conservación, la abundancia de la vegetación ribereña, su heterogeneidad y regeneración. Además, en ciertos casos puede ser relevante evaluar el estado de las riberas, en el contexto de si existen procesos

de erosión o relacionados con su estabilidad, y si éstas permiten una conexión entre el cauce y la zona ribereña.

Dentro de la abundancia, se debe considerar como elemento fundamental la cuantificación de cobertura de la vegetación, o proporción de la zona ribereña cubierta por árboles y arbustos, sin distinguir entre especies nativas e introducidas. Esto puede ser pre-evaluado en gabinete mediante la utilización de fotografías aéreas o imágenes satelitales de alta resolución, pero debiese ser constatado en terreno.

Dentro de la heterogeneidad, se considera el análisis de la estructura y composición de la vegetación del corredor ribereño. La naturalidad de la vegetación ribereña se relaciona con la proporción de especies de árboles y arbustos nativos presentes en la zona, la diversidad de estratos vegetales esperables en condiciones naturales, entre otros. Por ello, es necesario realizar un listado de las especies presentes, distinguiendo su origen (nativo o exótico), estado de conservación, dominancia y presencia de las especies en el tramo.

Se debe analizar si existen indicios de regeneración de las especies nativas presentes en el lugar. En caso que no se presenten indicios de regeneración, es necesario determinar si aquello es producto de

presiones antrópicas directas sobre la zona ribereña, o bien es producto de la disminución de la temporalidad y magnitud de las crecidas necesarias para aportar nutrientes, sedimentos y humedad a las zonas ribereñas.

Se debe analizar si las orillas presentan procesos de erosión o socavación que no sean parte de la dinámica natural del río y si existe una conexión entre la zona ribereña y el cauce. Para ello, se debe evaluar si en el tramo existen obras que rompan la conectividad, como defensas fluviales, rectificación del cauce o cualquier otra obra o acción que impida que las crecidas inunden las zonas ribereñas. Por ejemplo, es frecuente la incisión de cauces provocada por la regulación del caudal y los sedimentos, siendo muy importante detectar este fenómeno que suele provocar la desconexión de las plantas del nivel freático y la desaparición o sustitución de los bosques de ribera a mediano y largo plazo.

En resumen, para realizar una caracterización de la zona ribereña debe describirse las unidades vegetacionales, indicando la flora presente, su dominancia, origen, estado de conservación y capacidad de regeneración. Se debe evaluar su abundancia y heterogeneidad, tipo de sustrato, conexión con el cauce de la zona ribereña y la condición de las orillas.

2.2.2.3. Selección de actividades antrópicas

Como se mencionó en la sección 2.1.1.6 de la presente Guía, sobre de Caracterización antrópica, la consideración de las actividades antrópicas en el AI aplicaría cuando estas sean relevantes para las comunidades locales y otros actores involucrados. La inclusión de todas las actividades *in situ* puede dificultar la determinación del régimen de caudal ambiental, por lo que resulta indispensable la elección del o los usos antrópicos más relevantes.

En caso que se decida considerar alguna actividad antrópica, se sugiere seguir algunas recomendaciones para la selección de la actividad más relevante, por ejemplo, considerar la importancia y valoración que entregan los distintos actores involucrados al uso del agua, y la pérdida de beneficio asociada a la imposibilidad o limitación de realizar la actividad producto de la reducción o regulación del caudal

por parte de la central. Cabe destacar que una adecuada selección de la actividad antrópica facilitará la evaluación ambiental y la participación ciudadana.

Para la selección de la actividad antrópica se deben analizar los actores identificados en la caracterización antrópica (ver sección 2.1.1.6 de la presente Guía) en términos de sus características y el tipo de actividades *in situ* que desarrollan.

Las actividades antrópicas de carácter *in situ* necesitan de condiciones mínimas en el río para poder realizarse. Estas condiciones pueden ser expresadas en términos de variables hidráulicas, normalmente profundidad y velocidad. A modo referencial, en la Tabla 12 se mencionan los valores críticos (mínimos y máximos), de las variables profundidad y velocidad requeridos para la realización de algunas actividades antrópicas.

Tabla 12. Variables hidráulicas y rango crítico para la realización de las actividades antrópicas *in situ*

Actividades Antrópicas	Valores críticos (mínimos y máximos)	
	Profundidad (m)	Velocidad (m/s)
Kayak canoa rafting	P_{min} : 0,1-0,2 P_{min} : 0,6 P_{min} : 0,2	V_{max} : 4,5
Remar/vadear	P_{max} : 1,2	V_{max} : 1,8
Pesca por vadeo	P_{max} : 1,2	V_{max} : 1,8
Nado	P_{min} : 0,8	V_{max} : 1,0
Buceo	P_{min} : 0,3	V_{max} : 2,0
Pesca (bote)	P_{min} : 0,3	V_{max} : 3,0
Bote (sin motor)	P_{min} : 0,5	V_{max} : 1,5
Bote a vela	P_{min} : 0,8	V_{max} : 0,5
Botes a motor (bajo poder)	P_{min} : 0,6	V_{max} : 3,0
Botes a motor (alto poder)	P_{min} : 1,5	V_{max} : 4,5
Lancha (<i>jetboating</i>)	P_{min} : 0,1	V_{max} : 4,5

Fuente: Modificada de DGA, 2008

No obstante lo anterior, dada la diversidad que pudiera existir entre los distintos cauces potencialmente afectados, e incluso por la presencia de otras actividades que pudieran considerarse relevantes para la comunidad y que no se describen en la Tabla 12 (p. ej., barranquismo, canyoning,

entre otras), se sugiere realizar mediciones *in situ* o consultas a la ciudadanía sobre las actividades que se realizan en el cauce y sus requerimientos. Si el titular utiliza información recopilada de los actores locales, ésta debe ser incorporada en el estudio y ser debidamente fundada.

2.2.3. Determinación del método a utilizar

En las secciones anteriores se ha identificado el grupo de métodos a implementar y las especies objetivo y actividades antrópicas que podrían ser consideradas. En esta sección se entregan los criterios para seleccionar, a partir del grupo de métodos resultante de la Tabla 11, un sólo método factible de implementar, capaz de incorporar las especies objetivo seleccionadas.

Los métodos responden a distintas escalas de análisis espacial. Los Métodos Hidrológicos responden a macroescala (tramo de río), los Métodos Hidráulicos a mesoescala (sección transversal del río), y tanto los Métodos de Simulación Hidráulica como los de Simulación del Hábitat Físico responden a mesoescala y microescala (nivel de microhábitat). En las secciones 4.2, 4.3, y 4.4 del Capítulo 4 de esta Guía se presenta una descripción para cada uno, respectivamente.

2.2.3.1. Criterios de elección

La selección del método se basará en dos aspectos fundamentales: a) la factibilidad de considerar la(s) especie(s) objetivo y actividad(es) antrópica(s) seleccionada(s), en consideración a

la conceptualización ecológica propia del método, y b) la factibilidad de implementar el método de acuerdo a las limitaciones técnicas de los modelos que los sustentan.

a) Métodos hidrológicos

- a.1) Factibilidad de considerar la(s) especie(s) objetivo o actividad(es) antrópica(s) seleccionada(s):

Los métodos considerados en esta Guía no son implementados para una especie objetivo en particular, sino que tienen una orientación holística (Arthington *et al.*, 1998) ya que consideran la variabilidad del hidrograma y el ecosistema fluvial como un conjunto, en el cual se busca preservar los caudales que mantienen los procesos fluviales en el río. Estos no permiten evaluar cuándo la desviación del régimen excede de lo sostenible desde el punto de vista ecológico, económico o social.

- a.2) Limitaciones técnicas:

Los Métodos Hidrológicos presentan pocas limitaciones técnicas, ya que su implementación está limitada a la disponibilidad de información. Por ejemplo, los Métodos de RVA y QBM necesitan información fluviométrica diaria del régimen del río con longitudes de registro mínimas de entre 20 y 10 años, respectivamente (ver sección 2.1.1.1 de la presente Guía).

b) Método hidráulico

- b.1) Factibilidad de considerar la(s) especie(s) objetivo o actividad(es) antrópica(s) seleccionada(s):

Si bien este método está enmarcado dentro de una conceptualización ecológica, esto no quiere decir que únicamente sea posible implementarlo para la especie objetivo para la cual fue desarrollado. Por ejemplo, es posible incluir el transporte de sedimentos, incorporando el esfuerzo de corte; e incluir también las zonas ribereñas, encontrando el perímetro mojado suficiente para éstas en esa sección en particular.

Lo más usual al usar el Método Hidráulico es determinar el parámetro más apropiado para cada especie objetivo, al igual que la sección de control. De esta forma, el Método Hidráulico se convierte en un método multisección, analizándose para cada sección una especie en particular de acuerdo al parámetro hidráulico relevante.

- b.2) Limitaciones técnicas:

El Método Hidráulico presenta problemas en su interpretación, ya que en ríos trezados, con más de un cauce definido, se hace difícil representar la relación gráfica entre el parámetro hidráulico y el caudal. Además, para el Método del Perímetro Mojado, se hace complejo determinar el punto de quiebre que define el caudal mínimo (Jowett, 1997), presentando un problema de escala asociado a la representación gráfica (Gippel & Stewardson, 1998). Además, la geometría del canal del río puede variar considerablemente, por lo que la estimación del caudal con este método es fuertemente dependiente de las secciones elegidas en terreno.

Se hace presente que, en caso de utilizar el Método Hidráulico y que se considere a los peces como especie objetivo, se recomienda utilizar los parámetros hidráulicos “profundidad” y/o “velocidad” y no el “perímetro mojado”.

c) Simulación hidráulica y de hábitat físico

- c.1) Factibilidad de implementar la(s) especie(s) objetivo seleccionada(s):

Los Métodos de Simulación Hidráulica y de Hábitat Físico fueron desarrollados principalmente para peces (Jowett, 1997; Bovee *et al.*, 1998), pero se aplican también a otros organismos, por ejemplo, invertebrados y vegetación de ribera (Jowett & Davey, 1997; O’Keeffe, 2009; Fuchs *et al.*, 2010).

La incorporación de otras especies objetivo se puede hacer definiendo, por ejemplo, el parámetro hidráulico a satisfacer como requerimiento ambiental para la simulación hidráulica, o bien, para la simulación del hábitat incorporándole curvas de idoneidad. Por ejemplo, Hyra (1978) y Mosley (1983) han determinado curvas de idoneidad para los usos antrópicos. También, es factible incorporar curvas de idoneidad para los macroinvertebrados (Gore *et al.*, 2001; Mérigoux *et al.*, 2009).

c.2) Limitaciones técnicas:

Los Métodos de Simulación Hidráulica y de Simulación del Hábitat presentan limitaciones técnicas en función del tipo de Modelo Hidráulico (1D o 2D) que lo sustente. Respecto a los Modelos Hidráulicos 1D tradicionales, no es conveniente su implementación en ríos de alta montaña, ríos con altas pendientes y macrorrugosidad, ni tampoco en ríos trenzados, en los cuales el flujo presenta una clara componente bidimensional. La implementación de Modelos Hidráulicos 2D tampoco es

conveniente en ríos de montaña, especialmente donde se presenten pendientes fuertes o cambios bruscos de ésta, por ejemplo: saltos del flujo, o cuando la pendiente sea superior al 10% (Steffler & Blackburn, 2002). Éstas y otras limitaciones de los modelos señalados deben ser consultadas específicamente según las ecuaciones utilizadas en el modelo. Una de las principales limitantes en la implementación de Modelos de Simulación del Hábitat puede ser la falta de curvas de idoneidad para las especies. En este caso, es posible implementar los Modelos de Simulación del Hábitat basados en lógica difusa (*Fuzzy logic*). Estas reglas permiten, mediante un sistema de expertos, relacionar variables de entrada con la idoneidad del hábitat para cada estadio de desarrollo de las especies. Si se decide utilizar este tipo de modelos, se debe entregar una adecuada justificación.

2.2.3.2. Cuadro de ajuste para la elección del método

Como resultado de este análisis se obtiene el cuadro de la Figura 13, en el cual se resume la idoneidad de un determinado método para satisfacer los requerimientos en función de las características hidromorfológicas del río (bloque A), la especie objetivo seleccionada a partir de la elección de organismos, una zona ribereña o los usos antrópicos identificados en el AI

(bloques B-C). Además, en el bloque D se indican los métodos con los cuales podría implementarse la estacionalidad del régimen de caudal ambiental, las crecidas ordinarias (*flushing flows*) o el transporte de sedimentos. Es conveniente verificar que la elección del método sea acorde a su conceptualización ecológica y a las especies objetivo seleccionadas (bloque E).

			Hidrológicos		Hidráulico		S. Hidráulico		S. Hábitat			
			Método de caudal básico	Método RVA	Una sección Perímetro mojado	Multisección	Simul. hidráulica 1D	Simul. hidráulica 2D	Simul. Hábitat 1D Fuzzy	Simul. Hábitat 1D	Simul. Hábitat 2D Fuzzy	Simul. Hábitat 2D
Bloque		Escala espacial	Macro	Macro	Meso	Meso	Micro	Micro	Micro	Micro	Micro	Micro
A	Tipo de río	Unicauce	N/A	N/A	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Multicauce	N/A	N/A	NO	NO	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Trenzados	N/A	N/A	NO	NO	N/R	SI	N/R	N/R	SI	SI
		Río de montaña (*)	N/A	N/A	SI	SI	SI	N/R	SI	SI	N/R	N/R
B	Organismos y ambientes como especie objetivo	Peces	N/A	N/A	NO	SI	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI
		Macroinvertebrados	N/A	N/A	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Zonas ribereñas	N/A	N/A	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I
C	Actividades o usos antrópicos	Kayak	N/A	N/A	NO	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Baño	N/A	N/A	NO	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Paisaje	N/A	N/A	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Balseo	N/A	N/A	NO	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
D	Estacionalidad Flushing flows Transporte de sedimentos		SI	SI	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
			SI	SI	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
			N/A	N/A	P/I	P/I	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI
E	Conceptualización ecológica	Holístico	SI	SI	NO	NO	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I	P/I
		Peces	SI	SI	NO	P/I	SI	SI	SI	SI	SI	SI
		Macroinvertebrados	SI	SI	SI	SI	P/I	P/I	SI	SI	SI	SI

Figura 13. Cuadro de ajuste en la aplicabilidad de los distintos métodos analizados, según tipo de río, elección de especie objetivo, actividades o usos antrópicos, consideración de la variabilidad estacional y conceptualización ecológica

Simbología:

Macro=Macroescala,

Meso=Mesoescala,

Micro=Microescala,

N/A=No es posible aplicarlo técnicamente,

N/R=No es recomendable su implementación,

P/I=Puede implementarse con variaciones en el método original,

NO=No se debe implementar en ningún caso, y

(*) Altas pendientes y macrorrugosidad

Fuente: EcoHyd, 2011

2.2.4. Procedimiento para determinar el caudal ambiental

El lector puede encontrar la descripción de cada método para determinar el régimen de caudal ambiental en el Capítulo 4. Sin embargo, según

sea la complejidad del método elegido, se pueden requerir pasos adicionales previos a su aplicación.

2.2.4.1. Definición del subtramo

En primer lugar, se debe tener presente que todas las AIA (ver sección 2.1.4 de la presente Guía) identificadas deben considerarse para cualquiera de los métodos que requieren modelación. No obstante lo anterior, para la determinación del caudal ambiental, independientemente del método seleccionado, no siempre es necesario considerar toda la extensión de cada AIA, sino que basta con elegir un subtramo de río de menor longitud que sea representativo de la heterogeneidad del mesohábitat presente en el AIA, es decir, que contenga todas las características descritas para la AIA respectiva.

En el caso de las AIE (definidas en la sección 2.1.4.1 de la presente Guía), es necesario que el subtramo seleccionado tenga todas las características bióticas y abióticas descritas en el AIE, con la finalidad de asegurar que sean incorporadas en el modelo zonas con características similares a las identificadas en ellas, manteniendo la representatividad de cada tipo de mesohábitat presente.

En términos de longitud, se ha descrito que la extensión del subtramo dependerá del patrón de secuencia de mesohábitats lentos y rápidos del río, pudiendo estimarse como una longitud comprendida como un múltiplo en función del ancho del río en estudio. En este contexto, Montgomery & Buffington (1997) estiman que la longitud de un subtramo representativo para caracterizar un río debería estimarse entre 10 a 20 veces el ancho del río. Dado que en Chile actualmente no hay estudios que caractericen la morfología fluvial de los ríos, se sugiere utilizar un múltiplo conservador comprendido entre 20 a 30 veces el ancho del río. Sin perjuicio de lo anterior, lo fundamental es que el subtramo sea representativo del AIA, incorporando las secuencias de mesohábitats existentes.

En este sentido, para la elección y delimitación correcta del subtramo, puede ser necesario realizar un mapeo

del hábitat fluvial para determinar la longitud del subtramo para cada AIE. En este mapeo se deben anotar las características hidromorfológicas de cada mesohábitat, tales como su longitud, ancho medio, profundidad media, sustrato dominante, presencia de refugio para especies hidrobiológicas, sombreado del cauce y otras variables que sean de importancia según la o las especies objetivo seleccionadas para el estudio.

En el caso de las AUA (definidas en la sección 2.1.3.2 de la presente Guía), es necesario distinguir entre las áreas que están acotadas geográficamente y aquellas que presentan zonas más extensas. Para aquellas acotadas geográficamente, se debe seleccionar un subtramo que se ubique geográficamente en el lugar de desarrollo de la actividad relevante del AUA. Para aquellas AUA que no presentan una zona restringida o zona puntual a lo largo de toda el AI, como por ejemplo la pesca deportiva, se debe seleccionar una zona representativa de la actividad en forma similar a la determinación del subtramo para las AIE.

Para las AUA que presentan confinamiento geográfico, la longitud del subtramo dependerá de la extensión de estas áreas, ya que es necesario asegurar la actividad en toda la extensión descrita.

La cantidad de subtramos dependerá del número de AIE definidas y la cantidad de subtramos necesarios para representar a todas las AUA asociadas a las actividades antrópicas seleccionadas como especies objetivo.

En el caso del Método Hidráulico, en lugar de escoger un subtramo se seleccionan las secciones transversales que tengan las características de las AIE para cada especie objetivo seleccionada, y las secciones críticas para el desarrollo de las actividades antrópicas definidas en las AUA, manteniendo los mismos criterios definidos para la selección del subtramo y la cantidad de subtramos necesarios.

2.2.4.2. Obtención de datos en terreno

Una vez definidos los subtramos o secciones representativas, dependiendo del método, tanto para las AIE como para las AUA, es necesario obtener la información necesaria para desarrollar el estudio de caudal ambiental.

La información requerida y la forma de obtención para cada método son diferentes, ya que deben cumplir con las necesidades de escala espacial, con la implementación de los modelos y con los requerimientos ambientales de las especies objetivo y actividades antrópicas seleccionadas. Los requerimientos específicos de cada uno de los

métodos se presentan en el Capítulo 4 de esta Guía.

No obstante lo anterior, los Métodos Hidráulicos, de Simulación Hidráulica y del Hábitat Físico, tienen en común que requieren la realización de al menos una campaña topográfica para obtener perfiles topobatimétricos (transectos o secciones). Esta campaña permite obtener la información topográfica para representar la o las secciones elegidas para el Método Hidráulico o los subtramos para los métodos de simulación hidráulica y simulación del hábitat físico. En la Tabla 13 se resume el número de perfiles requeridos para cada método.

Tabla 13. Número o rango de perfiles sugeridos para cada grupo de métodos

Método:	Hidrológico	Hidráulico	Simulación Hidráulica	Simulación del Hábitat
N° perfiles:	No requiere.	Se requiere al menos un par de perfiles elegidos para representar la sección crítica de cada una de las AIA (Al existir más de una AIA sería de tipo multisección).	Se requieren para cada AIE entre 6-20 perfiles y para AUA entre 10-15 perfiles. La determinación de un número final de perfiles debe ser fundado en base a la caracterización morfológica del río.	Se requieren para cada AIE entre 6-20 perfiles y para AUA entre 10-15 perfiles. La determinación de un número final de perfiles debe ser fundado en base a la caracterización morfológica del río.

Fuente: elaboración propia

Para los Métodos de Simulación Hidráulica y del Hábitat, la elección de los lugares para realizar los perfiles topobatimétricos en el subtramo deben cumplir con dos condiciones: a) una buena representación y calidad topobatimétrica del río con el fin de asegurar una adecuada implementación del Modelo Hidráulico y b) una cuantificación representativa de la diversidad de mesohábitats disponibles en el subtramo definido para cada AIA. Al respecto, se debe considerar que no siempre los perfiles topobatimétricos para los estudios de ingeniería del proyecto hidroeléctrico son lo suficientemente precisos para representar matemáticamente la geometría del lecho del río. En algunos casos estos perfiles pueden tener incluso un punto de lectura para el nivel del lecho, lo que al ser utilizados con el fin de modelar el río y predecir las velocidades, profundidades o perímetro mojado pueden ocasionar estimaciones con un sesgo significativo en los resultados de la modelación.

Además, se necesita realizar campañas de terreno posteriores para obtener la información necesaria para calibrar y validar los Modelos de Simulación implementados. Por otra parte, en caso de utilizarse el Método Hidráulico, este terreno servirá para obtener la información para generar las curvas necesarias.

Para la simulación hidráulica se debe considerar una primera campaña de calibración con el fin de obtener los perfiles topobatimétricos y la cota de la lámina de agua para cada uno de estos. La obtención de los perfiles debe incorporar la información del caudal circulante al momento de la medición. En caso de no contar con información de caudal, será necesario realizar hidrometría o aforos en aquellos perfiles topobatimétricos que aseguren una buena calidad de la medición del caudal.

Posteriormente, se debe realizar una segunda campaña de validación del modelo hidráulico. Esta campaña consiste en medir la cota de la lámina de agua asociado a cada perfil topobatimétrico definido en la campaña de topografía inicial. Al igual que la primera campaña, se debe contar con el caudal circulante al momento de haber realizado la medición de la cota de la lámina de agua. En caso de no poder contar con la información de un caudal circulante será necesario realizar una medición del caudal en forma similar a la realizada en la campaña de calibración.

Para la simulación del hábitat físico, en una primera campaña se deben obtener los perfiles topobatimétricos y realizar mediciones de hidrometría, incluyendo el caudal circulante, la velocidad media, la profundidad y la elevación de la lámina de agua, e identificar el sustrato dominante en cada celda definida en la hidrometría. En esta campaña se debe realizar una primera estimación del número de Manning o del coeficiente asociado a la resistencia del flujo, según el modelo a implementar. Los datos de la primera campaña se utilizarán preferentemente para la calibración del modelo.

En una segunda campaña solo se requieren mediciones de hidrometría y de determinación de la cota de la lámina de agua, no siendo necesaria la medición del caudal en todos los perfiles topobatimétricos definidos para cada subtramo. Se recomienda realizar los aforos en aquellos perfiles topobatimétricos que tengan las mejores condiciones hidráulicas. Esta campaña puede usarse preferentemente para la validación del modelo.

Para asegurar una correcta calibración y validación de los Modelos de Simulación Hidráulica y del Hábitat Físico, es importante que la ubicación de los perfiles de la segunda campaña coincida geográficamente con aquellos definidos en la primera campaña (de calibración). Solo de este modo es posible calcular curvas de gasto en cada sección transversal.

Por otra parte, como los Métodos de Simulación Hidráulica y de Simulación de Hábitat Físico consisten en la implementación de un modelo 1D o 2D, es necesario generar una curva de gasto en la sección transversal ubicada aguas abajo, o bien en la sección aguas arriba del subtramo seleccionado, dependiendo de las características del escurrimiento

(subcrítico o supercrítico). En consecuencia, se recomienda utilizar ambas campañas de terreno (de calibración y validación) y además una tercera campaña orientada a la generación de esta curva de gasto. Entendiendo que las curvas de gasto son generalmente del tipo hiperbólica, es conveniente realizar un mayor número de mediciones en la sección definida. Como apoyo a la obtención de esta curva de gasto, puede utilizarse la red del BNA de estaciones fluviométricas administrada por la DGA.

Finalmente, para el Método Hidráulico, es necesario realizar campañas posteriores de hidrometría para relacionar el parámetro hidráulico, considerado como de relevancia para la especie objetivo con el caudal de la o las secciones seleccionadas. La cantidad de mediciones necesarias para construir esta curva dependerá del parámetro utilizado y de la forma de la sección transversal.

Para mayores antecedentes, el Capítulo 4 de la presente Guía precisa la información requerida, tanto de perfiles topobatimétricos como de hidrometría para la generación de la curva de gasto, según el método seleccionado.

Transporte de Sedimentos

Tal como se indicó en el punto c) de la sección 2.1.1.2, si resulta necesario aplicar un método distinto de uno hidrológico, puede o debe, según la Figura 13, estudiarse el transporte de sedimentos.

Para aquellos proyectos hidroeléctricos que puedan alterar el régimen sedimentológico, debiera considerarse en el estudio de caudal ambiental: a) una caracterización del sustrato del lecho; b) una medición o cuantificación del transporte en suspensión como también de fondo, y c) buscar alternativas para evitar o minimizar la alteración del gasto sólido. El muestreo para el estudio debiera hacerse en sitios representativos de los distintos mesohábitats identificados.

El transporte de sedimentos puede ocurrir tanto en la columna de agua como en el fondo del lecho (ver Figura 14). En la columna de agua suele ser transportado en suspensión material pequeño como arenas, limos y arcillas, mientras que el arrastre de fondo se distingue por material de mayor tamaño que es arrastrado por rodamiento, saltación y deslizamiento.

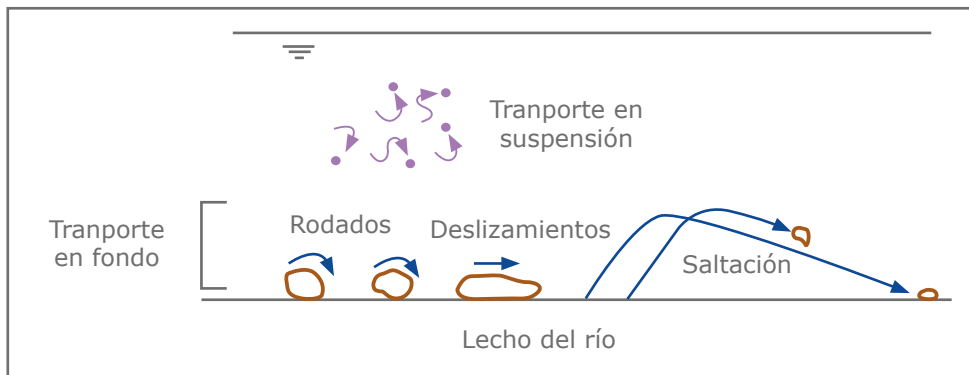


Figura 14. Tipos de arrastre de sedimento en un río

Fuente: Charlton, 2007

Un método para caracterizar el sustrato es elaborar una curva granulométrica con muestras de sedimento del lecho de fondo. Existen otros métodos indirectos que también permiten cuantificar el sustrato del lecho; entre los más comunes destaca la medición del sustrato mediante interpretación de imágenes

fotográficas o de percepción remota (Kondolf & Piegay, 2003; Crozzoli & Batalla, 2003). En la Figura 15 se muestra un ejemplo del procedimiento para medir el tamaño de sedimento en un río con gravas.

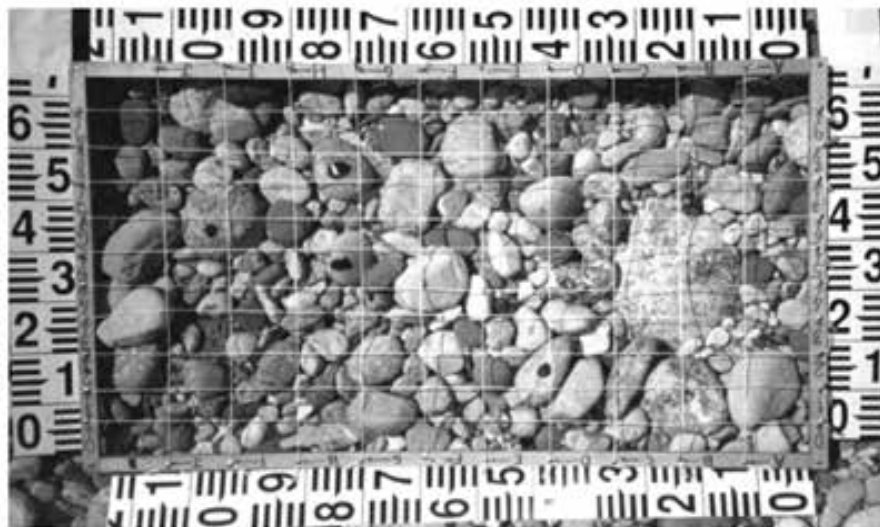


Figura 15. Imagen que muestra parte del procedimiento para estimar la granulometría del lecho de un mesohábitat mediante técnicas fotográficas.

Fuente: Crozzoli & Batalla, 2003

La medición o cuantificación del arrastre en suspensión puede realizarse *in situ* mediante dispositivos móviles. Uno de los dispositivos utilizados es el DH-48 (ver Figura 16A), diseñado para ríos vadeables con una velocidad de flujo entre 0,3 y 2,74 m/s y una profundidad de 2,74 m como máximo²⁸. La boquilla

debe permanecer en posición horizontal orientada al flujo. El dispositivo debe ser ingresado a la columna

²⁸ Para mayores detalles, revisar las instrucciones de la United States Geological Survey (USGS) para el uso de este dispositivo, disponible en http://water.usgs.gov/fisp/docs/Instructions_US_DH-48_001010.pdf

de agua a una tasa uniforme hasta llegar al fondo del río, donde debe permanecer en posición horizontal en dirección al flujo. Posteriormente, éste debe ser retirado a una tasa constante. También existen otros métodos tales como muestreos superficiales o abreviados y dispositivos similares a este (p. ej., D-49, D59) descritos en el Manual de Terreno y Centros de Filtrado, Laboratorio de Sedimento, de la DGA (1999).

La medición del arrastre de fondo puede realizarse mediante dispositivos fijos o móviles, siendo más común estos últimos. Un dispositivo móvil que

puede ser utilizado es el muestreador de Helley & Smith (1971)²⁹, que se muestra en la Figura 16.B. Con este tipo de dispositivo es importante realizar entre 3 y 10 mediciones por sección transversal y que sea colocado cuidadosamente sobre el lecho del río.

Existen formas indirectas de realizar la medición del transporte de sedimentos en el río; una de ellas es la estimación mediante sensores acústicos doppler (Kondolf & Piegay, 2003) y otra a través de ecuaciones teóricas sobre el arrastre de sedimentos.

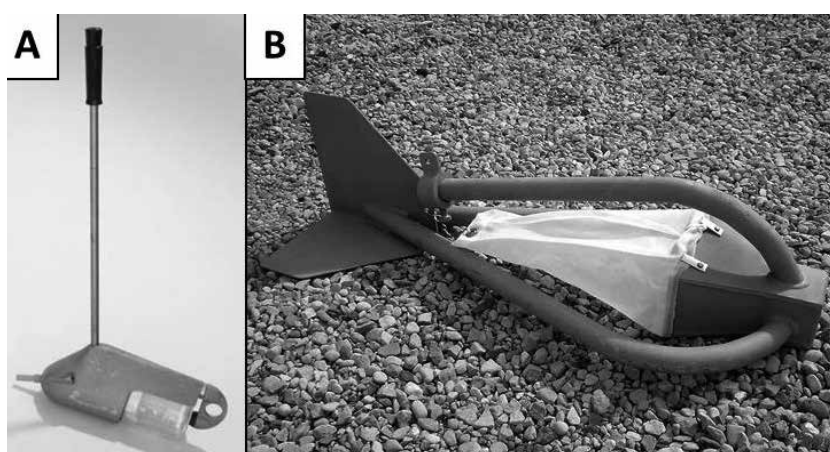


Figura 16

Figura 16A. Dispositivo DH-48 móvil para medir el transporte de sedimentos suspendidos en la columna de agua

Figura 16B. Muestreador Helley & Smith para cuantificar el transporte de sedimento en el fondo del lecho

Fuente: Rickly Hydrological Company

2.2.4.3. Determinación de requerimientos ambientales

Consiste en determinar los caudales necesarios para mantener el hábitat de las especies objetivo seleccionadas y/o para definir un umbral mínimo que asegure el desarrollo de las actividades antrópicas.

a) Métodos Hidráulicos

En el Método Hidráulico, el caudal mínimo óptimo se determina como aquel en que se aprecie un punto de quiebre en la curva generada entre el

²⁹ Para mayores detalles, revisar el protocolo disponible en <http://pubs.usgs.gov/pp/1139/report.pdf>

parámetro hidráulico relevante y el caudal. Las recomendaciones para encontrar este punto de quiebre se presentan en la sección 4.2 de esta Guía.

b) Métodos de Simulación Hidráulica

En la simulación hidráulica se determina el caudal como aquél que cumple con los requerimientos hidráulicos mínimos (o máximos) definidos para cada especie objetivo. Para ello es necesario implementar un Modelo Hidráulico que pueda generar celdas virtuales discretas en el subtramo. El tamaño de estas celdas debe definirse de acuerdo a la escala espacial requerida por la especie objetivo.

Como ya se mencionó, el Modelo Hidráulico debe ser calibrado y validado con la información obtenida en terreno en la primera y segunda campaña, respectivamente. Se realiza una simulación del eje hidráulico para todo el rango de caudales, donde se verifica el cumplimiento de los umbrales críticos para cada uno de los puntos o celdas virtuales del modelo. De esta forma, es posible determinar el caudal que satisface los requerimientos establecidos según la especie objetivo.

c) Métodos de Simulación del Hábitat Físico

En la simulación del hábitat físico, el caudal ambiental necesario se obtiene a través de la determinación del Hábitat Potencial Útil (HPU) o *Weighted Usable Area* (sigla en inglés, WUA). La curva HPU se construye en función del caudal, posibilitando la determinación del caudal que satisface los requerimientos ambientales para cada especie objetivo. Una vez evaluadas las distintas especies presentes (y correspondientes etapas o estadios de desarrollo), se suele tomar el caudal mínimo más elevado entre los obtenidos, siempre que éste sea coherente o no sea excesivo en relación con el régimen de caudales.

El procedimiento de determinación del caudal necesario se detalla en la sección 4.4 de la presente Guía. El primer paso consiste en calibrar un Modelo Hidráulico (1D o 2D) con la información de terreno, obteniendo de esta forma la profundidad, velocidad media y tipo de sustrato para distintos caudales en cada celda definida en el modelo. Los valores de los parámetros hidráulicos son los datos de entrada para las curvas de idoneidad, las que pueden ser curvas de uso o curvas de preferencia que se producen por cociente entre el uso y la disponibilidad (Martínez-Capel, 2002). Estas curvas permiten transformar cada uno de los parámetros hidráulicos en un índice de idoneidad (sigla en inglés, *Suitability Index*), determinando así un Índice de Idoneidad combinado del Hábitat (IIH) o en inglés *Habitat Suitability Index* (sigla en inglés, HSI) para cada grupo de parámetros resultantes en cada punto o celda virtual del Modelo Hidráulico. Este índice se asigna a la superficie del agua correspondiente a cada celda virtual, y se pondera por el área de cada celda. Finalmente, se suman todos los índices ponderados obteniendo el HPU para el subtramo de río. En el caso de modelos 2D se utilizan polígonos de Thiessen, en lugar de rectángulos.

Este procedimiento debe repetirse tantas veces como número de caudales deban simularse para abordar todo el rango de caudales. Dicho rango dependerá de las características hidrológicas de cada río, así como de la magnitud de captación esperada por el proyecto hidroeléctrico. El caudal mínimo debe ser aquel que circula por el río en condiciones de sequía y el caudal máximo debe ser el que permita una estabilización de la curva HPU. Posteriormente, se grafican todos los pares de puntos [Q, HPU] resultantes, obteniendo la curva que permite determinar los requerimientos ambientales de cada especie objetivo.

2.3 ETAPA III. Determinación y validación del régimen de caudal ambiental

En esta etapa se determina el régimen de caudal ambiental generando un hidrograma interanual de acuerdo con los requerimientos ambientales, como también de la temporalidad y frecuencia de los eventos de crecidas ordinarias.

Para determinar este hidrograma, se evalúan distintas alternativas que permitan determinar un régimen de caudal ambiental que optimice la habitabilidad de las especies objetivos y el desarrollo de las actividades antrópicas relevantes.

Esta etapa se compone de los siguientes elementos:

- determinación del régimen de caudal ambiental,
- validación hidrológica.

2.3.1. Determinación del régimen de caudal ambiental

El régimen de caudal ambiental se determina considerando la magnitud de los caudales que satisfacen los requerimientos ambientales y la

temporalidad necesaria para los estadios de desarrollo de las especies objetivo y/o de las actividades antrópicas, cuando corresponda.

2.3.1.1. Caudal mínimo: régimen intranual

En la Etapa II se definió el caudal que satisface los requerimientos ambientales. Sin embargo, este caudal no está asociado a ningún régimen de caudales ni tampoco a alguna temporalidad, con lo cual esta información resulta insuficiente para definir un régimen de caudal ambiental que considere la variabilidad temporal propia del río.

Para poder generar este régimen de caudal ambiental, es necesario considerar los periodos biológicamente significativos, como los estadios de desarrollo de las especies objetivo, así como también las actividades antrópicas.

Para entender el concepto se plantea un ejemplo hipotético en la Tabla 14, el cual muestra los requerimientos ambientales para cada estadio de desarrollo de una especie objetivo y se especifica la temporalidad de estos estadios de desarrollo. Además, se identifica el requerimiento de caudal para una actividad antrópica y su temporalidad.

La determinación de un caudal ambiental para la especie objetivo hipotética definida en el ejemplo debe, por lo general, privilegiar el caudal requerido para los estadios de alevines y juveniles. El resto del año, se deben satisfacer los requerimientos para los adultos.

Tabla 14. Requerimientos de caudal mensual (Qamb) de los periodos biológicamente significativos para cada estadio de desarrollo de una especie objetivo y la temporalidad de una actividad antrópica

Especie objetivo	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb
Alevín	5										5	5
Juvenil	8	8	8	8								8
Adulto	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Qamb: AIE (m3/s)	5	8	8	8	15	15	15	15	15	15	5	5
Actividad										10	10	10

Fuente: EcoHyd, 2011

Como resultado, se obtiene el caudal ambiental definido como "Qamb: AIE" en la Tabla 14, en el cual se priorizó a los alevines en los meses de enero, febrero y marzo. Entre los meses de abril y junio se privilegió a los juveniles y el resto del año a los adultos, obteniendo el hidrograma de caudales ambientales mínimos que se muestra

en la Figura 17 representado por el hidrograma correspondiente a las AIE.

A su vez, la Figura 17 muestra la temporalidad y requerimiento ambiental de una actividad antrópica hipotética, la cual se ha graficado como AUA.

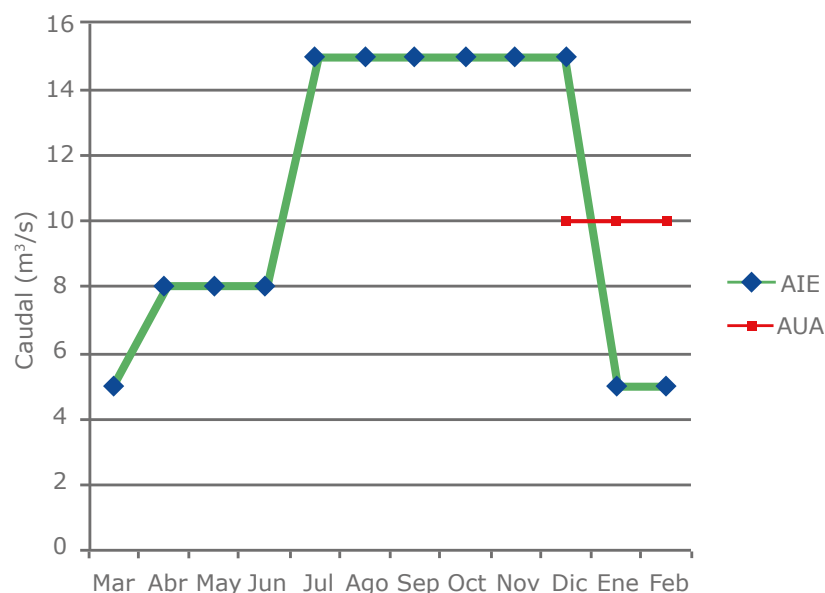


Figura 17. Régimen del caudal ambiental para la especie objetivo respetando los ciclos de vida

Fuente: EcoHyd, 2011

Al incorporar esta actividad en la determinación del régimen de caudal ambiental, se observa que existe una contraposición de los requerimientos de caudal para el AIE y el AUA en los meses de diciembre, enero y febrero. Esto implica tener que reajustar el caudal determinado anteriormente, con la finalidad de satisfacer la actividad antrópica.

Una opción posible sería definir el régimen de caudal ambiental como la envolvente (Qamb1, en la Figura 18). Este criterio debe evaluarse según el efecto que puede generar en las especies objetivo seleccionadas y de forma sitio-específica en la sección de estudio. Además, se debe considerar que la modificación de caudales producto de una central

de pasada puede beneficiar tanto a especies nativas e introducidas (Habit *et al.*, 2007), por lo que es indispensable evaluar en base a la caracterización ecológica si el criterio de la envolvente beneficiará a las especies objetivo (p. ej., fauna íctica nativa), según sus requerimientos de hábitat. Asimismo, cabe mencionar que los requerimientos de una especie de tipo bentónico o demersal son distintos a una de tipo pelágico, en el sentido que si se opta por una envolvente que considere caudales mayores, es esperable que se beneficiarán especies objetivo de tipo pelágico. Por último, es necesario considerar si existen especies introducidas y de qué forma se afectaría también su habitabilidad frente a este criterio.

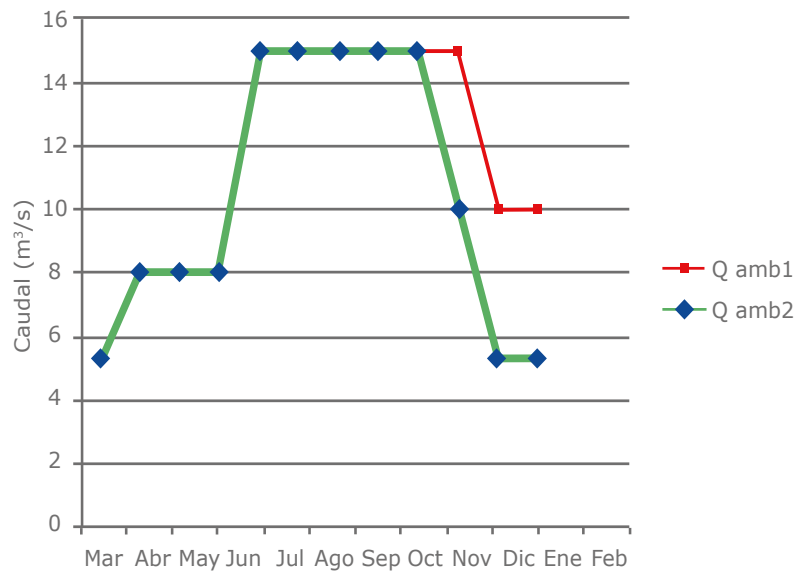


Figura 18. Caudal ambiental considerando la envolvente y el mínimo valor

Leyenda: dos posibles configuraciones de caudal ambiental, considerando la envolvente (Qamb1) o el mínimo valor (Qamb2).

Fuente: EcoHyd, 2011

En este sentido, otra información que podría ser útil en la toma de decisión es analizar el HPU para la especie objetivo en sus estadios de desarrollo. Siguiendo el ejemplo anterior y evaluando la factibilidad de establecer el Qamb1, podría ocurrir que este régimen de caudal ambiental

no sea el óptimo, ya que al favorecer la actividad antrópica se podría perjudicar el HPU para la especie objetivo en estado de desarrollo alevín en los meses de enero y febrero, disminuyéndolo en un 50% aproximadamente, como se muestra en la Figura 19.

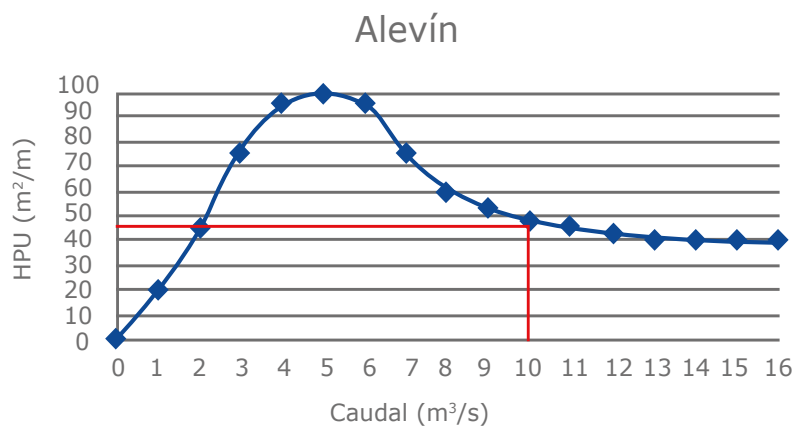


Figura 19. Pérdida del HPU para el estadio de alevín al considerar un caudal igual a 10 m³/s

Fuente: EcoHyd, 2011

De esta forma, podría demostrarse que el caudal más adecuado para la especie objetivo en esos meses es de 5 m³/s (Qamb2, en la Figura 18),

pero podría comprometer los requerimientos de caudal de la actividad antrópica en tal periodo.

En conclusión, la elección óptima del régimen de caudal debe evaluarse conjuntamente con las partes involucradas en base a alguno de los criterios discutidos en esta Guía o algún otro que proponga el titular, el que debe ser debidamente fundado.

No siempre es posible incluir los distintos estadios de desarrollo en el estudio de caudales ambientales, lo que dependerá de la información disponible para cada especie. Sin embargo, el procedimiento para determinar el régimen de caudal ambiental sigue siendo válido, ya que habría que reemplazar los estadios de desarrollo por otras especies objetivos.

No todas las especies acuáticas nativas cuentan con información completa sobre su biología y, en particular, sobre las épocas de reproducción y los periodos biológicamente significativos. En este caso se recomienda considerar la variación temporal de la densidad y/o abundancia de la especie objetivo obtenida en las campañas de terreno realizadas, con el fin de incorporarla en la modelación para la determinación del régimen de caudal ambiental.

De esta forma, el régimen de caudales ambientales debe determinarse mediante ensayo y error

probando cuál es la mejor configuración de los caudales de tal forma que logre maximizar los requerimientos ambientales, ya sea de habitabilidad para las especies o de umbrales mínimos y/o máximos para las actividades antrópicas. Para ello se hace necesario determinar la pérdida de HPU para las especies para cada una de las posibilidades consideradas.

Este tipo de métodos puede resultar engorroso cuando se selecciona más de una especie objetivo en el estudio. Dado lo anterior, se recomienda implementar un sistema de optimización que maximice la habitabilidad de las especies objetivo y que sea compatible con las actividades acuáticas. Uno de los sistemas de optimización implementado es el óptimo de Pareto (Homa *et al.*, 2005), así como también otros modelos de optimización (Jenq-Tzong & Fu-Chun, 2007; Yin *et al.*, 2010; Paredes *et al.* 2013).

Como resultado final de este paso se obtiene un hidrograma intranual de caudales o "régimen de caudal ambiental mínimo" que satisface la habitabilidad de las especies acuáticas y los requerimientos de los usos antrópicos.

2.3.1.2. Crecidas ordinarias: régimen interanual

Para mantener el cauce y sus hábitats asociados en buen estado ecológico, además de definir un régimen de caudal ambiental mínimo, orientado a mantener condiciones mínimas para la vida acuática, es necesario mantener crecidas de bajo periodo de retorno que permitan: a) mantener la morfología del cauce, b) remover el sedimento fino acumulado, y c) controlar la invasión de vegetación, con lo cual se mantiene una adecuada zona ribereña. La duración, magnitud y coeficiente de variación de las crecidas ordinarias deben mantenerse en aquellas zonas ribereñas relevantes identificadas en la caracterización hidrológica del sistema fluvial (ver sección 2.1.1.1 de la presente Guía).

La consideración de estas crecidas en el cálculo de régimen de caudal es relevante solo para aquellos proyectos hidroeléctricos que pudieran alterar las crecidas ordinarias o afectar a riberas de relevancia y sensibles ante la disminución del

aporte hídrico. Por ejemplo, una central de pasada que demuestre que no alterará o que permitirá dichas crecidas solo debiera indicar los caudales, su temporalidad y de qué manera las permitiría. En cambio, un proyecto que regule el caudal, debe evaluar además medidas de operación para permitir que ocurran.

Se definen dos tipos de crecidas de bajo periodo de retorno; "caudales de lavado" o *flushing flow* y "caudal de mantención de zonas ribereñas". Las primeras corresponden a crecidas necesarias para generar un lavado del cauce y las segundas para generar un aporte de nutrientes.

Con respecto a los caudales de lavado, su frecuencia, duración y magnitud dependerán del régimen hidrológico y suelen asociarse a un esfuerzo de corte mínimo para que cumplan con la misión de lavado. En Chile solo se ha realizado un estudio que ha

entregado los valores mínimos de estos esfuerzos de corte (DGA, 2008). En caso de no contar con los valores de esfuerzos de corte mínimos, es posible determinar estas crecidas en forma indirecta. Para ello, las crecidas ordinarias deben identificarse en el hidrograma con el régimen del río, el cual se obtiene en el análisis de la Caracterización hidrológica del sistema fluvial (ver sección 2.1.1.1 de la presente Guía). Estas crecidas, dependiendo del régimen hidrológico del río, suelen estar asociadas a un periodo de retorno entre 1 a 3 años. En caso de no contar con un hidrograma natural a nivel diario, es posible estimar estas crecidas mediante Métodos Hidrológicos indirectos o regionales. El Manual de Carreteras (MOP, 2013) muestra en forma detallada cómo utilizar algunos de estos métodos, en lo particular: el Método Racional, el Método del *Soil Conservation Service* (sigla en inglés, SCS), Verni-King modificado e Hidrograma Unitario Sintético. Es importante que a partir de estos métodos se pueda determinar el caudal

punta asociado a la crecida ordinaria, la duración (días) y el periodo de retorno asociado.

En relación a los caudales de mantención de zonas ribereñas, se señala que están orientadas a entregar nutrientes, sedimentos y humedad a dichas zonas (Naiman *et al.*, 2005). Este tipo de crecidas suele tener una mayor magnitud y un periodo de retorno mayor (entre 1 y 6 años) que los caudales de lavado. Los caudales de mantención de zonas ribereñas pueden ser identificados analizando el hidrograma con el régimen del río, o estimado a partir de Métodos Hidrológicos indirectos o regionales.

Una vez identificados ambos tipos de crecidas, éstas deben incorporarse al caudal ambiental como un caudal suplementario, manteniendo la temporalidad, duración, frecuencia y coeficiente de variación determinada en el hidrograma natural o mediante Métodos Hidrológicos (ver Figura 20).

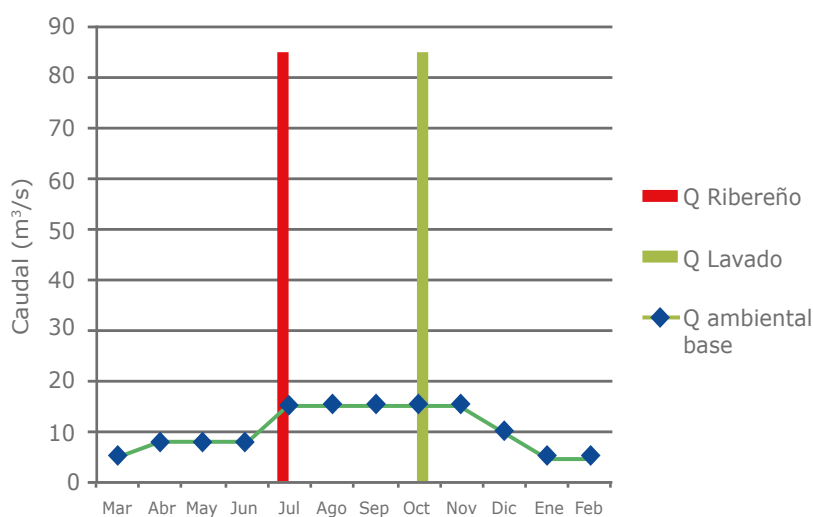


Figura 20. Régimen interanual de caudal ambiental incluyendo las crecidas ordinarias asociadas al lavado del cauce y a la mantención de las zonas ribereñas

Fuente: EcoHyd, 2011

De esta forma, el régimen de caudal ambiental resultante generará un hidrograma interanual, compuesto de una componente intranual, referida al

caudal ambiental mínimo o base, y una componente interanual, referida a las crecidas ordinarias como caudales suplementarios.

2.3.2. Validación hidrológica

Una vez generado el régimen de caudal ambiental, es necesario realizar una validación hidrológica con el fin de asegurar que el hidrograma interanual propuesto tenga sentido físico y que éste pueda implementarse considerando el hidrograma actual existente.

Para ello se somete a prueba, considerando la regla de operación de la central hidroeléctrica, el diagrama unifilar y la serie de caudales con el régimen actual, definida en la sección 2.1.1.1 de la presente Guía.

Resulta conveniente realizar esta validación hidrológica considerando la serie histórica de caudales diarios ya que es necesario capturar las crecidas ordinarias. En algunos estudios, en que la alteración hidromorfológica es elevada, puede ser necesario generar series sintéticas de caudal,

con el fin de asegurar para varios escenarios que el caudal ambiental es factible de implementar.

Como resultado de esta validación hidrológica puede que sea necesario reformular el caudal ambiental, o bien, generar condiciones a la regla de operación de la central hidroeléctrica. Esto último ocurrirá cuando el caudal circulante por el río sea menor al caudal ambiental o cuando el remanente entre el caudal circulante y el caudal ambiental sea menor al caudal umbral de turbinación. Producto de esta etapa, se obtiene una propuesta de régimen de caudal ambiental.

Para finalizar esta etapa se debe elaborar un plan de seguimiento adecuado, el cual puede desarrollarse de acuerdo a las recomendaciones técnicas indicadas en la sección 2.4.2 de la presente Guía.

2.4

ETAPA IV. Evaluación ambiental y plan de seguimiento para el régimen de caudal ambiental

2.4.1. Evaluación ambiental

En esta etapa, el proyecto es sometido al SEIA, con un régimen de caudal ambiental como un compromiso ambiental voluntario o una medida de mitigación, según corresponda. A continuación se dan algunas recomendaciones para la evaluación de dicha medida.

Lo primero que se debe corroborar respecto al régimen de caudal ambiental es si se valoró adecuadamente la sección del río a ser intervenida. En la sección 2.1.4 Valoración ambiental del sistema en el AI, de la presente Guía, se presentan algunos criterios para la evaluación, con la finalidad de corroborar la identificación, estimación y evaluación de impactos realizada por el titular del proyecto.

Una vez evaluado y/o corroborado el grado de afectación, se debe hacer la revisión técnica del régimen de caudal ambiental presentado, en consideración de al menos los siguientes factores:

- Evaluar que las AIA identificadas y los subtramos seleccionados por el titular son

adecuados, es decir, son representativas del AI y enmarcan geográficamente a las especies objetivo y/o usos antrópicos seleccionados.

- En caso que corresponda, que las especies objetivo y sus estadios de vida fueron adecuadamente considerados, así como que las curvas de idoneidad seleccionadas son adecuadas en caso de implementar un modelo de simulación del hábitat o que las consideraciones sobre los umbrales de parámetros hidráulicos son adecuadas en caso de implementar un método hidráulico o de simulación hidráulica.
- Evaluar que el método para la estimación de régimen de caudal ambiental fue adecuado según la valoración, en base a las características de la calidad del sistema y la posible alteración hidromorfológica al cuerpo de agua.
- Evaluar que el número de perfiles para cada

AIA, su distribución y calidad para definir la topobatimetría o geometría del lecho son adecuados para la obtención de un ajuste en los modelos y una adecuada predicción de caudales, profundidad, perímetro mojado, HPU, según sea el caso;

- Evaluar que la metodología de obtención de datos en terreno, así como la cantidad de campañas son adecuadas de acuerdo al método implementado.
- Evaluar que los modelos utilizados presentan factibilidad técnica según las características del subtramo de río;
- Evaluar si en tramo del AI del río existen derechos de aprovechamiento de aguas constituidos o incluso en trámite. Se deben incluir en esta revisión aquellos afluentes que alimenten a este tramo del río y las consecuencias de su potencial pérdida o reducción por eventuales derechos;
- Que los datos hidrológicos utilizados o su estimación son correctos o adecuados y que se determinó el régimen hidrológico natural;

- Que los resultados de calibración y validación de los modelos permiten una correcta simulación hidráulica y/o del hábitat cuando corresponda;
- Que el régimen de caudal ambiental satisfice los requerimientos ambientales de las especies objetivas seleccionadas, tanto en magnitud como en temporalidad.

Para la evaluación ambiental, es necesario contar con las coordenadas geográficas de las AIA identificadas y las localizaciones precisas de los perfiles topobatimétricos, además de las mediciones de las variables hidrológicas. Con respecto a los perfiles topobatimétricos, es recomendable presentar además fotografías representativas para cada sección del río y que se fundamente la elección del número de mediciones para representar adecuadamente la geometría de cada sección. Todo lo anterior facilitará a los OAECA evaluar técnicamente los resultados del caudal propuesto, y permitirá (en caso de ser aprobado el proyecto) realizar un seguimiento adecuado con el fin de asegurar que las variables ambientales relevantes que fueron consideradas en el método de cálculo, evolucionan según lo proyectado por el método.

2.4.2. Plan de seguimiento para el régimen de caudal ambiental

La necesidad de incorporar un plan de seguimiento para el caudal ambiental debiera evaluarse caso a caso. En los casos de requerirse, se debe considerar que el objetivo del plan de seguimiento del régimen de caudal ambiental es asegurar que las variables ambientales relevantes que fueron consideradas en el método de cálculo evolucionan según lo proyectado³⁰. En primer lugar, se debe establecer y precisar el método, la periodicidad y el lugar específico para monitorear cada variable relevante, con el fin de asegurar que el caudal ambiental pueda ser monitoreado de forma efectiva y, a la vez, facilite su fiscalización en caso de ser necesario.

En particular, el plan de seguimiento debe desarrollarse en las AIA, con el fin de verificar que el régimen establecido sea efectivo. Es decir, el seguimiento debe permitir verificar si se ha logrado la mantención de la comunidad ecológica, la especie objetivo relevante y/o la mantención de los usos antrópicos relevantes en el río, según sea el caso.

Dependiendo de las características del proyecto y del AI, se sugiere considerar las siguientes variables a monitorear en las AIA: hidrología, morfología fluvial, zonas ribereñas, comunidades ecológicas, calidad fisicoquímica de las aguas y las actividades o usos antrópicos. Cabe señalar que el seguimiento no necesariamente debe incluir todas las variables antes señaladas y que, por otra parte, la elección de dichas variables debe ser técnicamente fundamentada. A continuación se describen los aspectos a considerar para cada variable de un plan de seguimiento de caudal ambiental.

³⁰ Se debe tener en consideración que en caso que las variables evaluadas y contempladas en el plan de seguimiento sobre las cuales fueron establecidas las condiciones o medidas varíen sustantivamente en relación a lo proyectado o no se hayan verificado, podría ser necesaria la revisión de la RCA con el objeto de adoptar las medidas adecuadas para corregir dicha situación, de acuerdo a lo contemplado en el artículo 25 quinquies de la Ley N° 19.300.

2.4.2.1. Monitoreo de la hidrología

El monitoreo hidrológico tiene como fin asegurar el cumplimiento del régimen de caudal ambiental en cada uno de los subtramos en donde se determinó. Para ello es necesario que se cuente con información fluviométrica de la estación de la DGA más cercana o bien, se realicen aforos en el río en la futura ubicación de la bocatoma. Con esto podrán encontrarse correlaciones entre los caudales del sitio de emplazamiento de la bocatoma y el caudal circulante por el subtramo, con lo cual será posible realizar una corrección entre el caudal ambiental circulante en cada subtramo y aquel liberado por la central hidroeléctrica utilizando el diagrama unifilar si es necesario.

Además, se recomienda la implementación de reglas limnimétricas en algunos subtramos, lo que permitirá una medición más rápida y fiable del caudal ambiental.

En caso que se determine el régimen de caudal ambiental mediante métodos hidrológicos, y debido a que estos métodos no requieren la selección de un subtramo de estudio, debe buscarse una correlación entre los caudales circulantes en la futura ubicación de la bocatoma y aquellos utilizados para la determinación del caudal ambiental. Además, debieran realizarse verificaciones anuales de que las variables determinadas por este tipo de métodos se cumplan.

2.4.2.2. Monitoreo de la morfología fluvial

En los casos que sean necesarios, la morfología del río debe ser monitoreada para verificar que el nuevo régimen al cual será sometido el río permite mantener la dinámica fluvial bajo la mayor naturalidad posible. Esto es importante ya que la morfología entrega el mosaico de mesohábitats, dando la heterogeneidad de hábitats necesaria para asegurar una cierta estructura comunitaria. Cualquier modificación en la morfología del río puede provocar cambios en la secuencia de mesohábitats rápidos y lentos alterando el hábitat disponible para las especies. Es por esto que

se recomienda realizar una evaluación de los cambios morfológicos que ha sufrido cada uno de los subtramos, analizando si éstos son los esperados en forma natural o producto de la regulación del caudal, y además, evaluar si ha habido cambios significativos en la composición del sustrato, particularmente posibles procesos de acorazamientos del lecho. Se recomienda que esta evaluación se realice una vez al año, en la época de estiaje, posterior a la ocurrencia de las crecidas de lavado (*flushing flow*) y a las crecidas para la zona ribereña.

2.4.2.3. Monitoreo de zonas ribereñas

Las zonas ribereñas también pueden ser afectadas por una alteración en el régimen de caudales, ya que la modificación de la temporalidad y magnitud de las crecidas ordinarias pueden limitar la regeneración natural de la vegetación ribereña, inestabilidad en las orillas y favorecer la invasión de especies exóticas. Por tal razón, se sugiere evaluar la realización de un programa de monitoreo que mida el nivel de regeneración de las especies nativas, con énfasis a aquellas que puedan estar catalogadas en peligro de conservación. A su vez, evaluar si la estabilidad

de las orillas corresponde a procesos naturales o han sido favorecidos por procesos de agradación y/o degradación producto de la regulación del caudal. De igual forma, se debe analizar si se ha favorecido la presencia y/o colonización de especies invasoras que hayan estrechado el cauce. Se sugiere que en caso de implementarse el programa de monitoreo, éstas sean una vez al año, en periodos posteriores al reclutamiento de los propágulos de las especies, y posterior a la temporalidad de las crecidas ordinarias.

2.4.2.4. Monitoreo de las comunidades ecológicas

En primer lugar, el monitoreo del ecosistema acuático debe incluir a las especies que fueron seleccionadas como especies objetivo (si aplica). Por otra parte, el monitoreo debe ser implementado en lo posible, en las mismas estaciones de muestreo definidas en su caracterización inicial de la DIA o EIA, pudiendo ser los mismos subtramos definidos para cada AIE en el estudio del cálculo de caudal ambiental. De este modo, se podrá obtener, con la mayor certeza posible, las variaciones en la comunidad ecosistémica producto de la regulación del caudal. Asimismo, cobra gran importancia llevar a cabo muestreos en aquellas estaciones ubicadas fuera del AI de la central hidroeléctrica, ya que podrán ser utilizadas como referencia. Una opción es monitorear puntos como referencia en zonas sin intervención del

proyecto, tales como aguas arriba y/o aguas abajo del punto de captación y restitución de la central hidroeléctrica, respectivamente.

Es recomendable realizar el seguimiento durante al menos 3 años calendario o ciclos hidrológicos, tiempo suficiente para evaluar el comportamiento de las comunidades y especies involucradas. Los muestreos deben contemplar épocas secas y húmedas, así como periodos biológicamente significativos (uno estival y otro invernal). Los muestreos debieran realizarse con la misma metodología con que se llevó a cabo la caracterización inicial del proyecto, de forma que sean comparables. En caso de requerir cambiar la metodología, debe justificarse.

2.4.2.5. Monitoreo de la calidad fisicoquímica

La calidad fisicoquímica de las aguas puede verse alterada en forma directa o indirecta por la regulación del caudal, ya que puede favorecer eventos de eutrofización en el río, alterar la temperatura, disminuir la cantidad de oxígeno disuelto y modificar la capacidad de aireación del río. Se recomienda

que el monitoreo de la calidad de las aguas se realice en conjunto con el monitoreo ecológico, es decir, en los mismos subtramos seleccionados de las AIE para el cálculo de caudal ambiental y manteniéndose los periodos de muestreo según la estacionalidad.

2.4.2.6. Monitoreo de actividades antrópicas

El monitoreo que se presenta desde la perspectiva antrópica debe hacerse toda vez que el proyecto genere impactos sobre las actividades relevantes que la comunidad realiza en el AI, las que son identificadas como AUA.

De forma similar al monitoreo de las AIE, el monitoreo de las AUA consiste en evaluar si las actividades antrópicas definidas en la caracterización del sistema se están realizando y/o se han visto limitadas.

El plan de seguimiento debiera tener como mínimo una duración mayor a un ciclo hidrológico de años secos y mínimos, para evitar sesgar los resultados a condiciones hidrológicas particulares de los ríos. La frecuencia de monitoreo puede llevarse a cabo cada 4 años, con el fin de tener una visión más certera sobre lo que está ocurriendo en el área estudiada.

3

CONSIDERACIONES GENERALES**3.1. Inclusión de afluentes en el cálculo del caudal ambiental**

En el cálculo del régimen de caudal ambiental, es posible que en el tramo de río del AI donde se calcula el régimen de caudal ambiental existan tributarios afluentes que pueden corresponder a

derechos de aprovechamiento de terceros. Por lo anterior, se sugiere evaluar el régimen de caudal ambiental en la condición más desfavorable (sin el aporte de dichos afluentes).

3.2. Presentación de resultados para la estimación de caudal ambiental

Para una adecuada evaluación ambiental dentro del SEIA y como una buena práctica del titular, los resultados de la estimación de regímenes de caudal ambiental deben ser acompañados con toda la información de base utilizada para su cálculo. Dado lo anterior, se debiese presentar los datos hidrológicos, los respectivos perfiles topobatimétricos que incluyan sus coordenadas geográficas junto a una fotografía del sitio de la medición, perfiles unifilares, los gráficos de perímetro mojado y estimación de profundidades para cada perfil topobatimétrico,

los gráficos de HPU en caso de utilizar métodos de simulación de hábitat, los valores de Manning utilizados, las coordenadas de las AIA, los datos de validación para el modelo escogido y cualquier otro dato de entrada que permita reproducir los resultados entregados por el titular. Además, es necesario que los resultados de la evaluación de caudales ambientales se realicen y presenten para la situación “con proyecto” como también para el régimen “sin proyecto”.

3.3. Implementación del caudal ambiental con obras adecuadas y efectivas

Se debe tener presente que el diseño de las obras es fundamental para que el caudal ambiental, como medida de manejo ambiental o mitigación, sea efectivo. En consecuencia, es recomendable que el titular incorpore en su proyecto aquellas obras de diseño que eviten o minimicen impactos ambientales, por ejemplo, barreras que eviten el ingreso de fauna íctica a las bocatomas. También, puede considerarse obras que den continuidad al

río para minimizar el efecto de fragmentación del hábitat, como por ejemplo un paso de peces, u obras que permitan el paso del gasto sólido en caso de que éste sea altamente modificado por las obras civiles de captación. Todo esto con el fin de generar medidas de manejo ambiental o mitigación que complementen el régimen de caudal ambiental desde el diseño de ingeniería del proyecto.

4

MÉTODOS

4.1. Métodos hidrológicos

A continuación se presenta el detalle de los métodos hidrológicos posibles de aplicar en esta guía, a excepción de la descripción del método Q_{DGA} sin la acotación superior del 20% del caudal medio

anual (ver sección 2.2 de la presente Guía), que se encuentra descrito en el Reglamento de Caudal Ecológico Mínimo vigente³¹.

4.1.1. Método de aproximación por rangos de variabilidad

Entre los métodos que intentan capturar la variabilidad del régimen hidrológico, se encuentra el Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad o *Range of Variability Approach* (sigla en inglés, RVA) (Richter *et al.*, 1997; Mathews & Richter, 2007), el cual ha sido ideado para casos en que se tenga como primer objetivo de manejo la conservación de los ecosistemas en su forma holística (ver Bloque E de Figura 13). El método se basa en datos de largos registros hidrológicos diarios, donde se describe la variabilidad hidrológica en régimen actual (sin el proyecto) y después de instalada la central hidroeléctrica. Esta descripción se realiza mediante 34 variables (Mathews & Richter, 2007), las cuales son claves para la caracterización del hidrograma y su relación con el funcionamiento del ecosistema, permitiendo un máximo nivel de variación de estos parámetros bajo la situación natural y aquella modificada producto de la operación del proyecto hidroeléctrico.

Cabe mencionar que la ventaja del Método de RVA es que sus variables están muy bien descritas. El registro de estas variables debiera estar incluido en el plan de seguimiento, para verificar que se comportan según lo estimado³².

El Método de RVA consta de seis pasos, a) caracterización del hidrograma natural, b) definición de los objetivos de gestión del RVA, c) definición del sistema de gestión, d) plan de seguimiento, e) evaluación anual y f) redefinición de los objetivos del RVA, los cuales se han incorporado dentro de la metodología propuesta.

Los dos primeros pasos (Caracterización del hidrograma natural y Definición de los objetivos de gestión del RVA) son estrictamente parte del cálculo del RVA y, por lo tanto, han sido incorporados en la Etapa II Elección y desarrollo del método. El tercer paso (Definición del sistema de gestión) se incorporó dentro de la Etapa III Determinación y validación del régimen de caudal ambiental de esta Guía. Los últimos tres pasos (Plan de seguimiento, Evaluación anual y Redefinición de los objetivos del RVA) son incorporados en el plan de seguimiento.

En consecuencia, las etapas a desarrollar para este método se reducen a las señaladas en la Figura 21.

³¹ A la publicación de esta guía, corresponde al Decreto Supremo N° 14, de 2012, del Ministerio del Medio Ambiente, Reglamento para la Determinación del Caudal Ecológico Mínimo (modificado por el DS N° 71, de 2014, del Ministerio del Medio Ambiente).

³² Mayores detalles en el artículo 25 quinquies de la Ley N° 19.300.

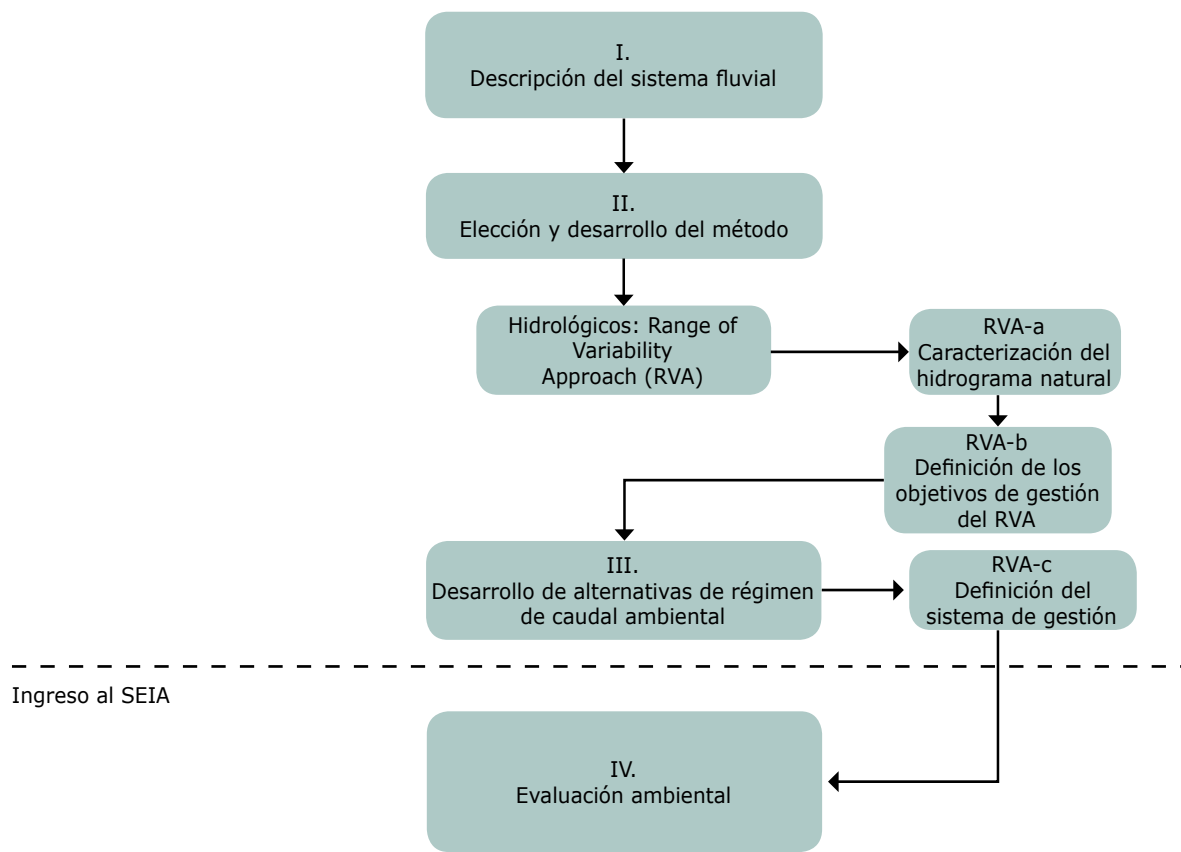


Figura 21. Metodología propuesta para determinar un régimen de caudal ambiental cuando el método seleccionado sea RVA

Fuente: EcoHyd, 2011

El Método de RVA requiere para la caracterización del hidrograma un registro histórico de caudales diarios de por lo menos 20 años a una escala diaria, en régimen natural o levemente modificado. En el caso de disponer de una longitud de registro menor a 20 años, se puede extender el período de registro a través del uso de técnicas hidrológicas de estimación o mediante Modelos de Simulación Hidrológica. Finalmente, en el caso de no poseer ningún registro histórico de caudales diarios, se puede implementar un Modelo de Simulación Hidrológica

para generar una serie de caudales diarios bajo régimen natural, o utilizar un registro normalizado basado en un registro histórico de caudales diarios provenientes de una cuenca de referencia que se encuentre bajo las mismas condiciones climáticas, geológicas, topográficas y de perturbación antrópicas (Richter *et al.*, 1997).

A continuación se detallan los procedimientos para la determinación del caudal ambiental a partir de los pasos propuestos por Richter *et al.* (1997):

Paso a) Caracterización del hidrograma natural

Se realiza una caracterización del registro de caudales diarios mediante las 34 variables que propone Mathews & Richter (2007) para cuantificar

la alteración hidrológica de un río, los cuales se detallan en la Tabla 15.

Tabla 15. Lista de las variables del componente de caudal ambiental

Componente del caudal ambiental	Definición	Parámetro	Número de variables
Caudales mínimos extremos	Percentil 10 de todos los caudales mínimos	Magnitud, frecuencia, duración y temporalidad.	4
Caudales mínimos	Caudal mínimo (flujo base) de cada mes	Caudal mínimo mensual.	12
Eventos de caudales altos	Caudal mayor que el caudal mínimo pero menor al caudal de cauce lleno (<i>bankfull</i>)	Magnitud, frecuencia, duración, temporalidad y tasa de ascenso y descenso.	6
Pequeñas crecidas	Caudal mayor o igual al caudal de cauce lleno, pero menor que la crecida con período de retorno 10 años	Magnitud, frecuencia, duración, temporalidad y tasa de ascenso y descenso.	6
Grandes crecidas	Caudal mayor o igual a la crecida con período de retorno 10 años	Magnitud, frecuencia, duración, temporalidad y tasa de ascenso y descenso.	6

Fuente: Modificada de Mathews & Richter, 2007

Al total de las 34 variables identificadas en la Tabla 15 de esta Guía, es necesario realizarles un análisis exploratorio, consistente en determinar las

tendencias (valores medios, medianas, entre otras.) y su dispersión (rango, intervalos de confianza, desviación estándar, coeficiente de variación).

Paso b) Definición de los objetivos de gestión del RVA

Se denomina objetivo de gestión a cada una de las 34 variables determinadas en el paso a). El principal concepto es que la captación del recurso hídrico debe permitir que el río mantenga un caudal que esté dentro del rango de variación natural de los parámetros, según lo definido por la dispersión interanual estimada en el paso a). Por lo tanto, cada objetivo de gestión es expresado como un rango de valores aceptables, el cual puede incluir tanto límites superiores como inferiores.

El rango aceptable viene dado por las medidas de dispersión adoptadas (por ejemplo, ± 1 o ± 2

veces la desviación estándar). Esta decisión debe estar fundamentada con información ecológica del tramo en estudio y/o de las actividades antrópicas presentes en él. En este punto, el profesional debe tener en cuenta los efectos sobre la ecología o el desarrollo de la actividad esperados debido la elección del rango aceptable para cada variable, y fundamentarlo para cada una de las 34 variables.

En ausencia de una adecuada información social o ecológica, Richter *et al.* (1997) recomienda utilizar ± 1 vez la desviación estándar para fijar en una primera instancia los objetivos de gestión.

Paso c) Definición del sistema de gestión

En este paso se debe diseñar un sistema de gestión basado en el diagrama unifilar construido en la Caracterización hidrológica (ver sección 2.1.1 de la presente Guía), que permita vincular los objetivos de gestión a la regla de operación de la central

hidroeléctrica, de tal forma que estos se cumplan para cada año (por ejemplo, si el objetivo de gestión sólo tiene límite inferior) o en la mayoría de los años (p. ej., el 68% de los años si el objetivo de gestión es la media ± 1 desviación estándar). Este sistema

de gestión debe basarse en información histórica de caudales y otras variables climáticas, las reglas de

operación de la central hidroeléctrica, desviaciones de caudales y evidencia de perturbaciones antrópicas históricas o existentes.

4.1.2. Método del caudal básico de mantenimiento

El Método del Caudal Básico de Mantenimiento (QBM) es otro Método Hidrológico que considera la variabilidad natural del régimen (Palau, 1994; Alcázar & Palau, 2010; Palau & Alcázar, 2010), el cual consiste en establecer un régimen de caudales a partir de un caudal llamado básico que se obtiene a partir de series de caudales medios diarios tratados con medias móviles de intervalos crecientes.

El Método de QBM es considerado un método holístico y no-incremental (ver Bloque E de Figura 13). El que sea considerado holístico se refiere a que no está enfocado directamente a un tipo de especie objetivo en particular, sino que aborda el ecosistema fluvial como un conjunto. Por otra parte, que se defina como no-incremental significa que no es posible ir agregando incrementos de caudal y analizar cuál es la ganancia o pérdida de hábitat, pues el método está basado en variables o índices hidrológicos (10% QMA, entre otros) que son estadísticos fijos invariables, ya que están calculados en base a los valores de registro de la serie hidrológica.

En este caso, los “no incrementales” no permiten la redefinición de un caudal ambiental para lograr los objetivos de conservación, como es el caso del Método de RVA. La única opción posible sería usar otro estadístico que logre dichos objetivos.

En consecuencia, en este método no se requiere desarrollar el paso de la selección de especie objetivo (sección 2.2 Etapa II), ya que no está orientado a una especie objetivo en particular. Tampoco se requiere desarrollar el paso de la sección 2.3 de la presente Guía. Etapa III en forma explícita, pues la conceptualización del método en sí consiste en determinar este régimen bajo un contexto histórico, el cual es equivalente a la Etapa III.

Por lo tanto, las etapas a desarrollar para este método se reducen a las señaladas en la Figura 22.

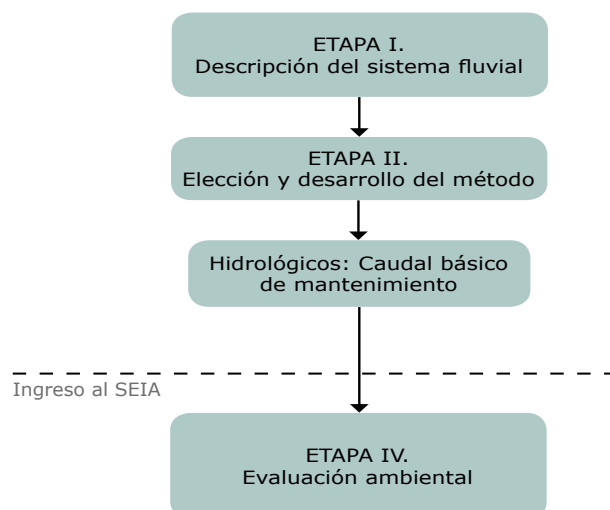


Figura 22. Metodología propuesta para determinar un régimen de caudal ambiental cuando el método seleccionado sea QBM

Fuente: EcoHyd, 2011

Se distinguen las seis siguientes variables de importancia al momento de determinar el QBM (Palau & Alcázar, 2010):

- a) Caudal básico (Q_b): se define como el caudal mínimo a mantener en el cauce. Su cálculo está basado en el estudio de las irregularidades en las series hidrológicas de caudales medios diarios.
- b) Caudal de acondicionamiento (Q_a): se define como un posible suplemento del Q_b orientado a satisfacer los requerimientos de habitabilidad en el río en caso de que el caudal básico no sea suficiente. Su cálculo se puede realizar en base a características del tramo afectado, las cuales pueden determinarse a partir de la información recopilada en la caracterización fluvial.
- c) Caudal de mantenimiento (Q_{mt}): es el caudal obtenido a través de la variación media mensual determinada en la serie de datos hidrológica. Por lo tanto, por cada mes se obtiene un Q_{mt} .
- d) Caudal máximo (Q_{max}): se define como el máximo caudal admisible en un tramo de río sin que modifique la morfología del lecho del río ni de las llanuras de inundación.
- e) Caudal generador o *bankfull* (Q_g): es el caudal que transporta la mayor cantidad de material y, por lo tanto, mantiene la forma del cauce y su estructura. Es calculado como el caudal con un periodo de retorno entre 1,5 y 2,3 años, el cual puede variar según las condiciones del régimen hidrológico (Alcázar & Palau, 2010).
- f) Máxima tasa de cambio: se refiere a qué tan rápido el caudal cambia de una magnitud a otra. Es calculado a partir de una función exponencial aplicada a las máximas diferencias de caudal entre dos registros consecutivos.

A continuación se detallan los pasos para la determinación de estas 6 variables:

a) Caudal básico (Q_b)

Este caudal se define como el caudal mínimo a mantener en el cauce, siempre y cuando éste sea mayor al caudal natural, ya que de lo contrario, debiera mantenerse el caudal natural. Los datos

necesarios para el cálculo de Q_b son los registros históricos de las series de caudales medios diarios. Palau (1994) recomienda que la longitud mínima de la serie de caudales sea de 10 años. Sin embargo, se sugiere utilizar series de 20 años de longitud debido a los ciclos de El Niño y La Niña existentes en el Chile.

El caudal medio diario queda definido por la siguiente expresión:

$$\text{Caudal medio diario} = q_i^j$$

Dónde:

El subíndice "i" son los días del año (varía entre 1 y 365)

El superíndice "j" son los años considerados (como mínimo j debe ser igual a 10)

De esta forma se obtiene una matriz de dimensiones 365 x 10 (filas x columnas). Sobre cada columna se determinan las medias móviles empezando por la última columna (j=10). Estas medias móviles se calculan sobre los intervalos crecientes comenzando en 1 (medias de datos tomados de 1 en 1), hasta un máximo de 100 medias (tomando datos de 100 en 100). Como resultado se obtiene "j" tablas trapezoidales de 100 columnas y un número de filas que va de 1 a 365, en la primera fila, y de 1 a 266 en la última fila.

Cada elemento de esta matriz trapezoidal corresponde a una media móvil que tiene la siguiente expresión matemática:

$$\mu_{p,s}^j = \frac{1}{s} \sum_{k=1}^{k=s} q_{p+k-1}^j$$

Dónde:

El subíndice "s" es el intervalo escogido de media móvil

El subíndice "p" es el número de orden de la media móvil de cada columna

El superíndice "j" es el año

Por cada columna de la matriz trapezoidal se obtiene el mínimo valor, que correspondería al mínimo promedio del período de caudales medios diarios de 1,2,3, ..., 100 días consecutivos y que tiende hacia el Q_{MA} , lo cual asegura que es menor que este último.

Este procedimiento se repite para cada una de las matrices trapezoidales, obteniendo una matriz de caudales mínimos con dimensiones de $j \times 100$.

A partir de esta última matriz de caudales mínimos, se calculan las medias aritméticas por columna,

obteniendo un vector de 100 caudales mínimos. Sobre este vector se calcula el mayor incremento relativo entre cada par de valores consecutivos, resultando el Q_b como el caudal mayor que define dicho par de valores. El procedimiento se resume según se presenta en la Figura 23.

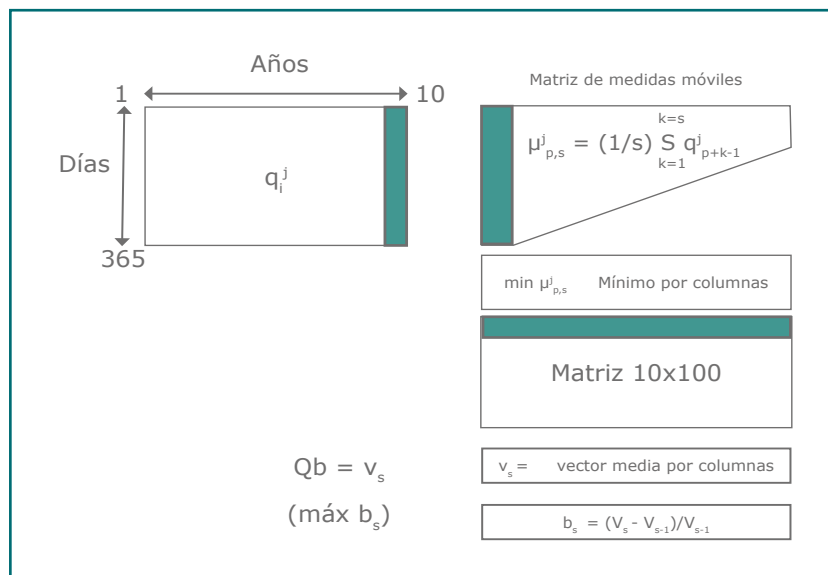


Figura 23. Procedimiento para estimar el Q_b

Fuente: EcoHyd, 2011

b) Caudal de acondicionamiento (Q_a)

En caso que existan razones particulares en que el caudal básico no se considere suficiente, es posible modificar el Q_b hasta un valor que permita alcanzar los objetivos planteados. A este caudal adicional al Q_b se le denomina caudal de acondicionamiento (Q_a).

En consecuencia, Q_a se establece como un caudal suplementario al caudal básico y su determinación dependerá de las razones por la cuales fue necesaria su definición.

Según Alcázar (2007), para la regulación de caudales naturales no sería necesario definir un caudal de acondicionamiento, ya que Q_b debería definir por sí solo cuáles son las necesidades del ecosistema para su conservación.

Una de las ventajas de este caudal de acondicionamiento es que permite tener una holgura al momento de realizar una gestión del río, ya que permite incorporar decisiones determinadas en casos particulares.

c) Caudal de mantenimiento (Q_{mt})

Este caudal le entrega a Q_b la variabilidad estacional requerida por las especies que viven en torno al ecosistema fluvial. Esta estacionalidad se consigue a través de un factor de variabilidad temporal al caudal básico obtenido (incluido el caudal de acondicionamiento si es el caso). Este factor temporal es el encargado de ajustar el Q_b a las variaciones naturales propias del hidrograma en régimen natural. El caudal mínimo de mantenimiento para el mes i se determina bajo la siguiente expresión:

$$Q_{mti} = (Q_b - Q_a) \sqrt{Q_{mes\ i} / Q_{mes\ min}}$$

Dónde:

Q_{mti} es el caudal mínimo de mantenimiento en el mes i

Q_b es el caudal básico

Q_a es el caudal de acondicionamiento (si es el caso)

$Q_{mes\ i}$ es el caudal del i -ésimo mes

$Q_{mes\ min}$ es el mínimo caudal registrado en el mes i en el periodo analizado

De esta forma, se determinan caudales de mantenimiento mensuales; sin embargo, la escala temporal puede ser modificada para la determinación de caudales a otra escala temporal que se ajuste mejor a los objetivos del estudio.

d) Caudal máximo (Q_{\max})

Si bien esta metodología está orientada a establecer caudales mínimos, es necesario regular los caudales máximos que pueden producirse por la operación de grandes obras hidráulicas.

El caudal máximo que propone el método, es que no sea mayor a un caudal con periodo de retorno de 25 años. Este caudal no se podría entregar todos los meses ni todos los años, sino que debe ser implementado solo cada 25 años y en el mes correspondiente.

e) Caudal generador o *bankfull* (Q_g)

La determinación de este caudal está orientada a mantener un caudal que mantenga la morfología del cauce, la composición granulométrica del cauce, y la variabilidad del río, para sanear la zona hiporréica del cauce y para alivianar la presión de colonización de la vegetación ribereña. El caudal generador resulta clave para la conservación de la identidad y salud del río (Alcázar, 2007).

De acuerdo a esto, el caudal generador correspondería a la máxima crecida ordinaria, la cual se puede producir entre 1 y 7 años según las características del río y su régimen hidrológico.

Palau (1994) señala que esta variable debiera determinarse mediante el ajuste de los datos diarios de caudal a una función Gumbel de distribución de probabilidades, para posteriormente, obtener el caudal asociado al periodo de retorno definido anteriormente. Sin embargo, considerando la gran variabilidad hidrológica existente en Chile, se estima conveniente considerar las otras funciones típicamente utilizadas en el país para el ajuste (ver sección 2.1.1.1 de la presente Guía). En este caso, se debe seleccionar la que mejor ajuste entregue.

Por otra parte, los autores señalan que este caudal generador debiera ponderarse por el cociente entre el caudal de mantenimiento y el Q_{MA} en régimen natural, con el fin de adaptarlo a las condiciones de

regulación del río, es decir, mantener las condiciones de proporcionalidad de su régimen actual. Sin embargo, se sugiere mantener este caudal generador sin ponderarlo por dicho cociente, ya que el caudal ambiental, visto desde el contexto del SEIA, debe velar por las condiciones ecológicas y morfológicas existentes en el río y no por un cauce "adaptado a las condiciones de regulación".

Este caudal generador debe ser incorporado en el mismo mes (o rango de meses), según lo analizado en el hidrograma natural del río, aunque algunos autores proponen que sea a principios de la época de caudales máximos con el fin de mantener esta información en el río (Alcázar, 2007).

f) Máxima tasa de cambio

Los cambios bruscos de caudal pueden ser limitantes para las comunidades acuáticas, lo que puede conllevar a pérdidas de densidad, biomasa y biodiversidad. Uno de los más afectados ante cambios bruscos de caudal es la zona ribereña, tanto en la estabilidad de las orillas como en la composición y regeneración de la vegetación asociada, con lo cual es conveniente limitar la tasa máxima de variación del caudal.

La tasa máxima de cambio se calcula a partir de una función exponencial aplicada a las máximas diferencias de caudal entre dos registros consecutivos.

$$Q_{t+1} = Q_t * K^{\Delta t}$$

$$\left(\frac{\log Q_{t+1} - \log Q_t}{\Delta t} \right) = \log K$$

Dónde:

Q_t es el caudal en el día t
 Q_{t+1} es el caudal en el día $t+1$
 Δt es la diferencia de tiempo entre el periodo t y el $t+1$ (por lo general es igual a 24 horas)
 K es la constante de variación entre un tiempo t y $t+1$

De esta forma se calcula una tasa de cambio tanto para los incrementos o ascensos de caudales como para los descensos de caudales.

Esta K es un primer apronte, la cual debe ajustarse a las posibilidades de gestión, ya que las obras hidráulicas pueden tener limitaciones técnicas.

4.2. Métodos hidráulicos

Estos métodos se basan en encontrar relaciones entre i) el caudal del río y ii) parámetros de la geometría hidráulica del cauce, tales como la profundidad, velocidad, ancho, perímetro mojado, siendo este último el más utilizado. Se requiere al menos un par de perfiles topobatimétricos para representar la sección crítica del AIA, o la selección de múltiples perfiles (multisección), dependiendo del número y características de las AIA identificadas en el AI, tales como el tipo de especie objetivo requerida, el tipo de actividades o usos antrópicos, entre otros. Cada par de datos que relaciona la geometría de una sección transversal con el caudal pasante, son usualmente obtenidos a través de mediciones batimétricas y aforos paralelos (geometría de la sección mojada v/s caudal). Aunque también, cuando hay limitaciones logísticas o de costos, la curva completa puede obtenerse a través de 2 pares de datos de geometría y caudal medidos en terreno, y luego estimar el resto de los puntos a partir de formulaciones matemáticas como la ecuación de Gauckler-Manning (Gippel & Stewardson, 1998).

El supuesto de este método es que si se asegura un valor umbral del parámetro hidráulico seleccionado se mantendrá la integridad de la biota o del ecosistema, en particular la producción primaria y secundaria

(Jowett, 1997), aunque en la literatura existe escasa información de terreno que fundamente estas afirmaciones (Gippel & Stewardson, 1998).

Mediante estos métodos es posible, en general, abordar varios tipos de organismos acuáticos y actividades antrópicas en el estudio de caudales ambientales. Basta con realizar una correcta elección del parámetro hidráulico que condiciona la actividad o limita la comunidad del organismo y que ésta tenga sentido al expresarla como una función del caudal.

La principal ventaja de este método es su facilidad de implementación y bajo costo de la información a obtener en terreno. Sin embargo, la principal desventaja tiene relación con las limitaciones de su implementación. En ríos con un cauce poco definido, la elección del punto de quiebre o la determinación del umbral mínimo es difícil de identificar, más aún en ríos con más de un brazo, como los ríos multitrenzados, trenzados o anastomosados. Estos ríos suelen presentar más de un punto de quiebre (Jowett, 1997). Por lo tanto, resulta conveniente no implementar este tipo de métodos en ríos con más de un brazo.

4.2.1. Incorporación en la metodología

El Método Hidráulico es un método que no es incremental y, por lo tanto, presenta limitaciones al momento de desarrollar alternativas. La determinación del régimen de caudal ambiental se realiza encontrando un caudal mínimo que permite evaluar la pérdida de habitabilidad por la regulación del caudal, o bien, determina un parámetro hidráulico mínimo para asegurar la realización de la actividad antrópica. Esto genera que algunos pasos de la metodología no puedan desarrollarse a cabalidad.

En particular, durante la evaluación ambiental y la retroalimentación que se genere producto del análisis, es difícil que en la Etapa III Determinación y validación del régimen de caudal ambiental (ver sección 2.3 de esta Guía) se pueda modificar dicho régimen, ya que como se dijo anteriormente, este tipo de metodología no es incremental, lo cual limita las posibilidades de modificación del caudal ambiental original, restringiendo los procesos de redefinición.

En consecuencia, las etapas a desarrollar para este método se reducen a las señaladas en la Figura 24.

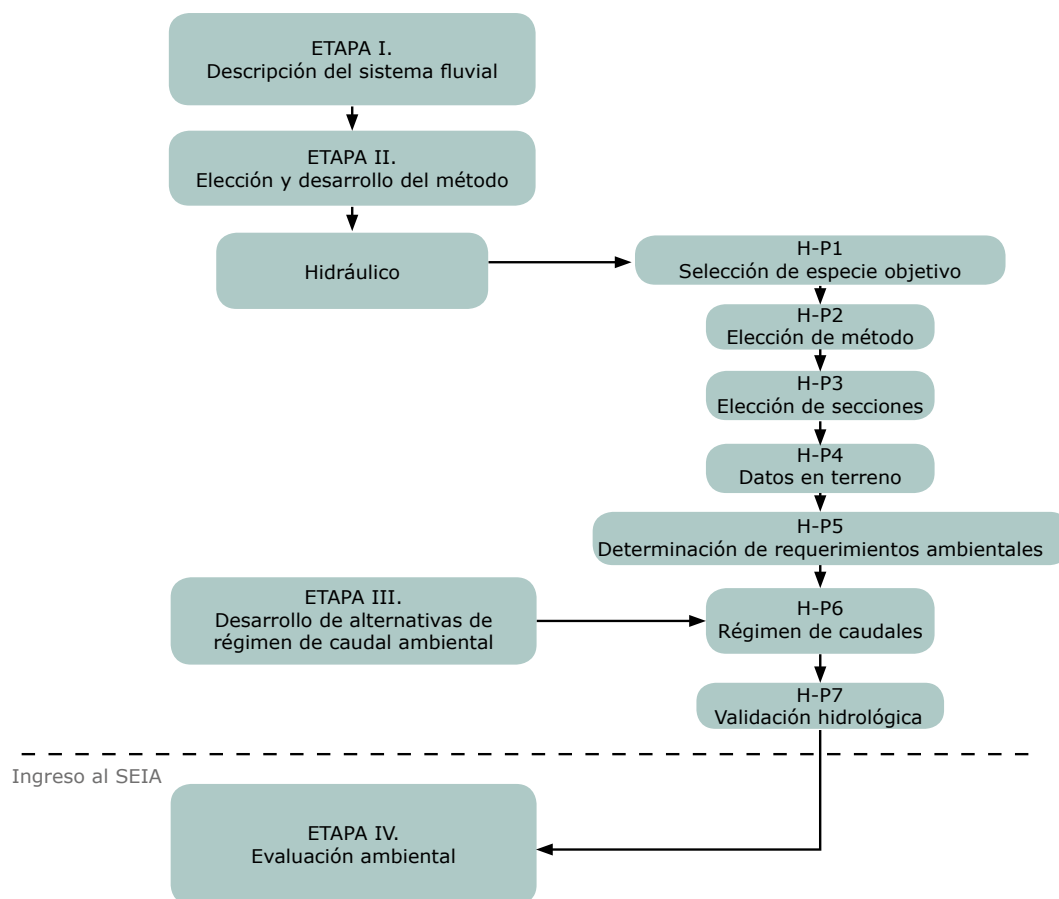


Figura 24. Metodología propuesta para determinar un régimen de caudal ambiental cuando sea seleccionado el Método Hidráulico

Fuente: EcoHyd, 2011

4.2.2. Selección de la especie objetivo y elección del método

La selección de la especie objetivo debe realizarse según lo expresado en los criterios definidos en la sección 2.2.2 de la presente Guía. Los resultados de la especie objetivo condicionan qué tipo de Método Hidráulico utilizar. Por ejemplo, se recomienda utilizar el Método del Perímetro Mojado en caso de seleccionar macroinvertebrados, ya que

resulta más adecuado (Jowett, 1997). En caso de seleccionar fauna íctica u otro tipo de organismo o uso antrópico, es necesario definir algún tipo de parámetro hidráulico que mejor represente las necesidades de la especie objetivo, tales como la velocidad, la profundidad, el esfuerzo de corte o el ancho del río.

4.2.3. Elección de las secciones

Las secciones deben ser seleccionadas de acuerdo a las características identificadas a nivel de mesoescala (ver sección 2.1.1.2 de la presente Guía), escogiendo

puntos de los mesohábitats en que se aprecien cambios bruscos en el parámetro escogido. Por ejemplo, cambios de velocidad, profundidad,

ensanchamientos del río, entre otros. La distribución de los perfiles seleccionados debe representar a cada subtramo de las AIA identificadas (ver sección 2.2.4.1 de la presente Guía).

Cuando se consideran organismos acuáticos como especie objetivo, se deben seleccionar secciones transversales críticas de las AIE para la especie seleccionada como especie objetivo. Por ejemplo, si se ha seleccionado a los macroinvertebrados, la sección transversal debe estar en un mesohábitat tipo rápido, pues al disminuir el caudal los efectos sobre este tipo de mesohábitat son más críticos sobre los macroinvertebrados, ya que es en estos mesohábitats donde hay una mayor producción de éstos (Gippel & Stewardson, 1998). En caso

que la especie objetivo sean peces, es necesario definir secciones críticas que limiten la conectividad considerando parámetros tales como la profundidad o la velocidad.

Cuando se consideren los usos antrópicos, se debe elegir una sección que represente la condición crítica que pueda limitar el desarrollo de la actividad. Esta sección debe ubicarse dentro del AUA definida para esa actividad en particular. Por ejemplo, en caso de incorporar al baño como un uso antrópico relevante, la sección transversal debiera ubicarse en el sitio donde se realiza la actividad, la que usualmente es en mesohábitat tipo poza. En estos casos se sugiere considerar los parámetros hidráulicos de profundidad y velocidad.

4.2.4. Toma de datos en terreno

En estricto rigor, la toma de datos en terreno contempla solo la realización de campañas hidrométricas y la medición del parámetro hidráulico cada vez que se realiza un aforo, con el fin de construir la curva que relaciona al caudal con el parámetro. El número de campañas es variable, y dependerá de la necesidad de obtener la curva completa. La obtención de datos de terreno tales como perfiles transversales y la medición de la altura de escurrimiento, se deben realizar con instrumentos topográficos con una precisión inferior a 5 mm, ya que es de importancia para lograr la calibración, validación del modelo y posterior simulación.

Se sugiere realizar en la primera campaña una medición del perfil topobatimétrico de la sección, ya que eso permite realizar los cálculos necesarios para estimar el parámetro hidráulico, y disminuir el

número de campañas de hidrometría. En caso de optar por el Método del Perímetro Mojado, el perfil topobatimétrico debe realizarse en una sección en que el río sea más ancho que profundo, lo cual permite graficar de mejor manera, los incrementos en la variable respuesta.

En caso de utilizar relaciones teóricas, como la fórmula de Manning, será necesario realizar mediciones en terreno para estimar el coeficiente de rugosidad de Manning. En terreno debe identificarse claramente las distintas rugosidades existentes a lo largo de la sección transversal con el fin de aplicar el número de Manning adecuado de acuerdo al caudal asociado. En el Capítulo 2 del Anexo de esta Guía se presentan algunas indicaciones de cómo estimar el coeficiente de rugosidad de Manning y los valores típicos encontrados en cauces naturales.

4.2.5. Determinación de los requerimientos ambientales

La determinación del requerimiento ambiental con este método se establece graficando una curva con las relaciones entre el caudal y el parámetro hidráulico seleccionado (p. ej., ver Figura 24). En caso de utilizar el perímetro mojado, se debe obtener el valor del punto de quiebre de la curva (ver Figura

25). El resultado ejemplificado indicaría que una mayor reducción del caudal desde ese punto estaría asociada a la afectación de la comunidad acuática (Stalnaker *et al.*, 1995; Gippel & Stewardson, 1998; Tharme, 2003).

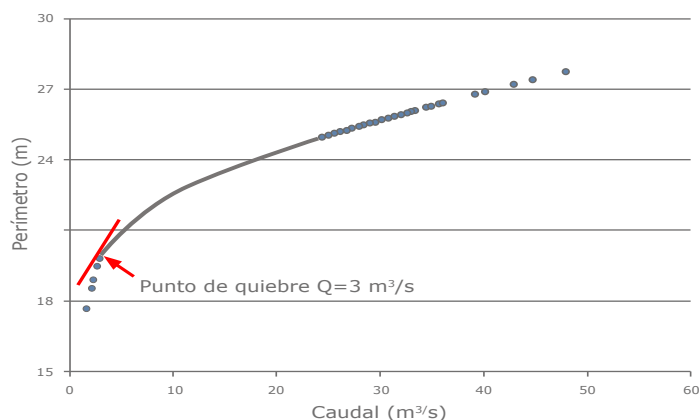


Figura 25. Curva que relaciona el perímetro mojado con el caudal en una sección de un río
Fuente: EcoHyd 2011

Particularmente, para el Método del Perímetro Mojado, la identificación del punto de quiebre puede resultar en algunos casos subjetiva e incluso puede depender de la escala a la cual se realice la relación gráfica entre el perímetro y el caudal. Para la identificación del punto de quiebre se sugiere utilizar un método matemático basado en tangentes a la curva generada (Gippel & Stewardson, 1998).

En caso de utilizar un objetivo de rangos mínimos para mantener actividades antrópicas, el caudal

mínimo será aquel asociado al cumplimiento del umbral considerado como mínimo para el parámetro hidráulico. El valor de los mínimos necesarios estará dado por la experiencia del profesional y apoyado por estudios anteriores. En estos casos, se pueden utilizar como referencia los valores máximos y mínimos para distintas actividades antrópicas descritas en la Tabla 12 o los valores obtenidos de las mediciones *in situ*.

4.2.6. Determinación del régimen de caudal ambiental

Si se han seleccionado dos o más especies objetivo, entonces debe construirse un régimen de caudal ambiental de forma similar a lo indicado en la sección 2.3.1 de esta Guía. Al determinar los requerimientos ambientales, se establece un caudal único que permite desarrollar la actividad o mantener una comunidad ecológica.

Por otra parte, en caso de haberse realizado un estudio multisección, se debe considerar un valor de caudal que permita cumplir las restricciones de las especies objetivo en todas las AIA identificadas.

Estos caudales deben ser conjugados, de acuerdo a la temporalidad de cada actividad o periodo biológicamente significativo de las especies ecológicas, de forma similar a lo indicado en la sección 2.3.1 de la presente Guía. De igual forma, deben considerarse las crecidas controladas, tanto para asegurar un caudal de lavado como también, en caso de haber zonas ribereñas relevantes, para su mantención.

El análisis de este régimen de caudal ambiental debe incluir al menos una cuantificación y comparación

de cuál es el perímetro mojado y la profundidad de cada sección asociado al Q_{MA} y el predicho con el caudal ambiental propuesto. Para esto se sugiere presentar la modelación del perfil topobatimétrico (p. ej., en Hec-Ras) y graficar el caudal v/s perímetro mojado (ver Figura 26). Además, se debería realizar un análisis de la variabilidad del perímetro mojado bajo régimen actual y bajo condiciones de operación

del proyecto, ya sea en forma mensual o anual, según corresponda. Es recomendable que a cada perfil topobatimétrico se indiquen sus coordenadas geográficas, se adjunten fotografías en terreno del lugar de la medición y se fundamente la elección del número de mediciones para representar la geometría en dicha sección.

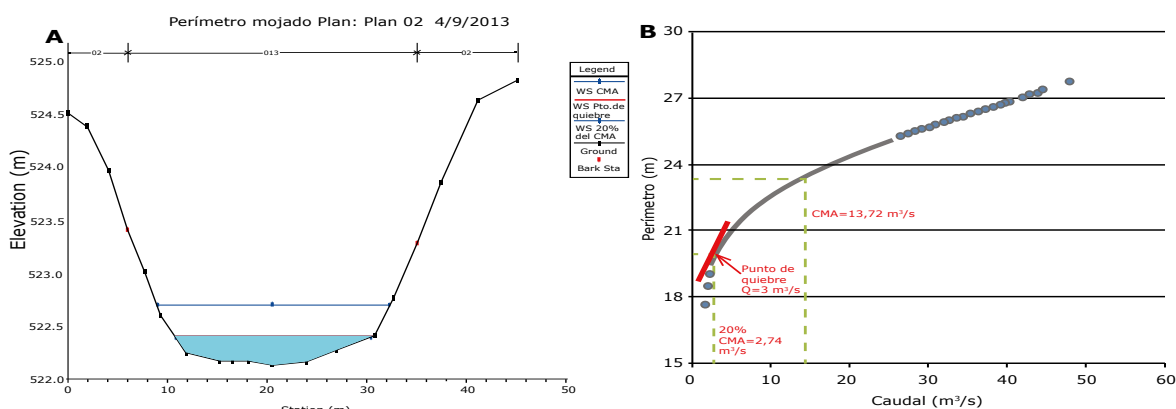


Figura 26A. Modelación en Hec-Ras del perfil topobatimétrico en el cual se muestran las alturas de agua esperadas para el Q_{MA} , el 20% del Q_{MA} y el punto de quiebre Figura 26B. **Gráfico de caudal v/s perímetro mojado**

Fuente: EcoHyd, 2011

Se aconseja que el análisis sea presentado en una tabla donde se muestre el valor o porcentaje de perímetro mojado existente bajo estas dos

condiciones. En el primer caso, la tabla resultante puede ser presentada como la Tabla 15.

Tabla 15. Perímetro mojado mensual de una sección bajo la operación del proyecto hidroeléctrico (Q_{amb}) y en régimen actual

Perímetro mojado	Mes											
	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb
Q_{amb} (m³/s)	33	33	33	45	45	52	52	45	45	33	33	33
Régimen actual (m³/s)	82	85	90	105	135	149	143	112	109	95	88	79

Fuente: EcoHyd, 2011

Otra forma de presentar estos datos, es graficar la variación porcentual del perímetro mojado bajo la operación de la central hidroeléctrica (ver Figura

27), es decir, bajo el régimen de caudal ambiental, con respecto al régimen actual, el cual representa la totalidad del perímetro mojado disponible.

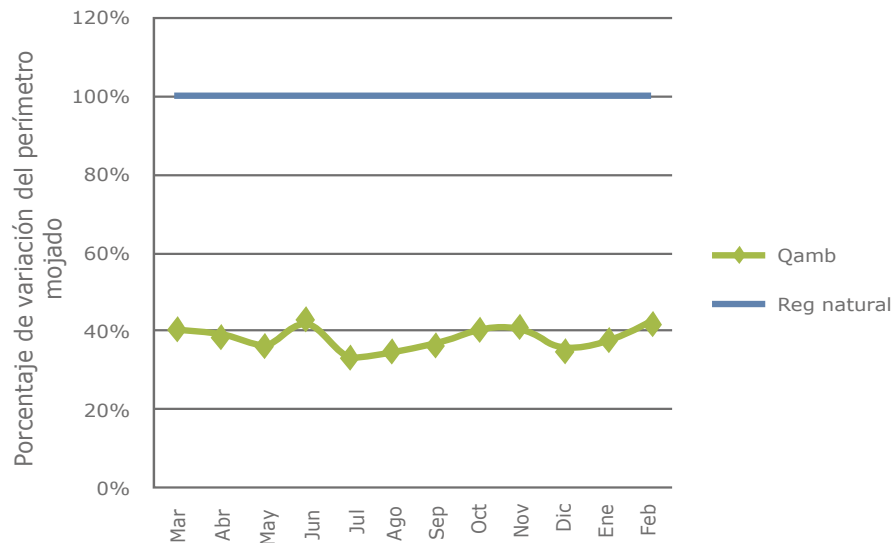


Figura 27. Análisis de la variación porcentual mensual del perímetro mojado de una sección bajo la operación del proyecto hidroeléctrico con respecto a su situación natural

Fuente: EcoHyd, 2011

Para facilitar el proceso de evaluación definido en la sección 2.4 de la presente la Guía, Etapa IV Evaluación ambiental y plan de seguimiento para el régimen de caudal ambiental, se sugiere incorporar en el informe del estudio del régimen de caudal ambiental, toda la información que justifique y fundamente los cálculos y decisiones tomadas. Entre esta información se considera lo siguiente:

- los perfiles topobatimétricos de las secciones transversales control que fueron escogidas para la realización de las curvas;
- localización geográfica de cada una de ellas, fotografías de cada lugar en que se realizó el perfil;
- aforos realizados para la construcción de las curvas;
- cualquier antecedente que justifique la asignación de un valor de Manning, en caso de haber construido la curva en forma teórica.

4.3. Métodos de simulación hidráulica

Consisten en realizar una simulación hidráulica en la cual se determina el caudal para ciertas variables hidráulicas, consideradas como críticas para la especie objetivo, obteniéndose un valor dentro de un rango aceptable para la ecología y/o para el desarrollo de actividades o usos antrópicos (ver Figura 13).

En los Métodos de Simulación Hidráulica, las curvas de idoneidad son reemplazadas por rangos de variables hidráulicas, sobre el cual las especies

presentes en el río no encontrarían las condiciones para su establecimiento, o bien, se limitaría el desarrollo de las actividades antrópicas asociadas al río.

Los programas hidráulicos 1D tradicionales utilizados en este tipo de simulación se basan completamente en el paso estándar, por lo tanto, presentan limitaciones en la implementación y en la escala a la cual pueden implementar el modelo, a diferencia de los programas hidráulicos en los

cuales se basan los Modelos de Simulación del Hábitat Físico, los que pueden implementarse a nivel de microescala.

En ríos que presentan una elevada pendiente y macrorrugosidad (p. ej., ríos de montaña), no es recomendable la implementación de los programas hidráulicos tradicionales, ya que no se cumplen las hipótesis necesarias para la simulación. Se aconseja utilizar programas hidráulicos que determinen el eje hidráulico que no estén basados en el método del paso estándar.

En ríos que presentan brazos secundarios, es conveniente considerar que las secciones transversales pueden ser abordadas en forma independiente, es decir, una sección para el cauce principal y otra sección para el cauce secundario. Con esto se permite que cada brazo pueda tener un eje hidráulico con distintas cotas, lo cual no sería posible si se aborda como una única sección transversal.

En ríos trezados, los Modelos Hidráulicos tradicionales 1D no son capaces de capturar el

movimiento bidimensional del flujo, por lo cual se aconseja implementar un modelo 2D, los cuales, por la conceptualización de sus ecuaciones de flujo, son capaces de capturar esta variabilidad en planta.

Los modelos 2D pueden ser implementados bajo ríos unicauce, con brazos secundarios, pero no se recomienda su implementación en ríos con altas pendientes.

Por otra parte, se recomienda que, cuando la especie objetivo necesite información a microescala, se implemente un Modelo Hidráulico basado en la resolución mediante los métodos utilizados en la Simulación del Hábitat Físico, ya que estos permiten redistribuir la velocidad en cada celda de acuerdo a las distribuciones recogidas en la medición de la velocidad en terreno. En cambio, cuando la especie objetivo necesite información a mesoescala, es posible utilizar tanto programas hidráulicos tradicionales como aquellos utilizados en la simulación del hábitat físico.

Los pasos para determinar el caudal ambiental mediante este tipo de método se detallan en la Figura 28.

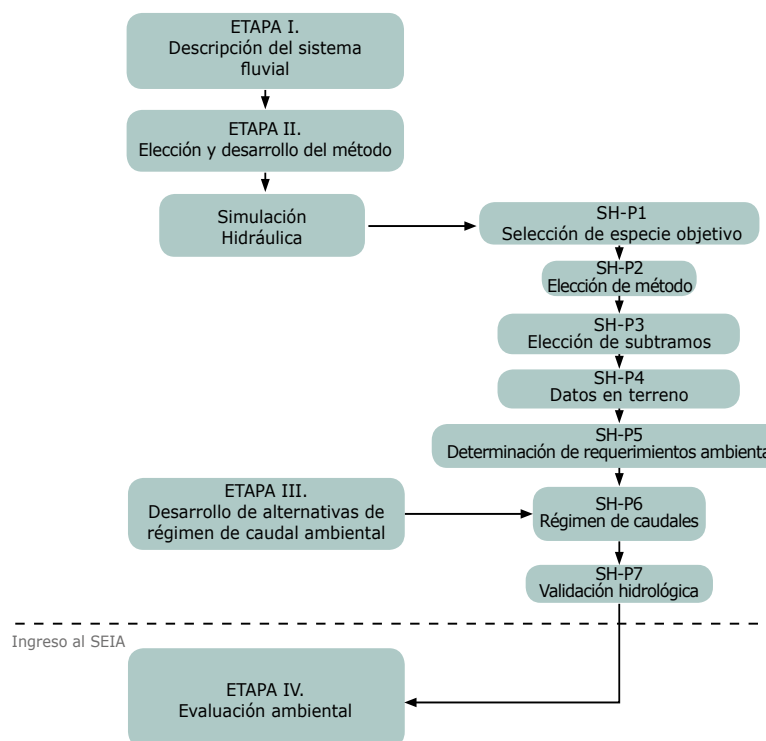


Figura 28. Metodología propuesta para determinar un régimen de caudal ambiental cuando el método seleccionado sea Simulación Hidráulica

Fuente: EcoHyd, 2011

4.3.1. Elección del subtramo

La elección del subtramo debe realizarse de acuerdo a los criterios definidos en la sección 2.2.4.1 de la presente Guía, es decir, la elección debe ser representativa de la heterogeneidad de hábitats identificados en las AIE, como también para las actividades antrópicas identificadas en las AUA.

La cantidad de subtramos a definir dependerá de las características hidromorfológicas del río, las cuales pueden presentar anomalías o particularidades que induzcan cambios en la estructura morfológica. Con

esto, el patrón de la heterogeneidad del hábitat definido en base a la secuencia de mesohábitats rápidos y lentos cambia y, por lo tanto, se hace necesario definir un subtramo por cada anomalía o particularidad presente en el tramo de río afectado.

Además, es necesario tener en cuenta que se deben definir subtramos en los cuales se incluyan las condiciones hidromorfológicas en donde se desarrollan los usos antrópicos, con el fin de poder determinar cuáles son los requerimientos de caudal para poder llevar a cabo las actividades.

4.3.2. Toma de datos en terreno

Independientemente de la dimensionalidad del modelo a implementar es necesario recopilar información para la calibración y validación del modelo, la cual presenta diferencias en cuanto a la necesidad de la escala espacial de la especie objetivo.

Considerando Modelos Hidráulicos 1D, los datos a tomar en terreno corresponden a los perfiles transversales y aforos. La cantidad de perfiles transversales está dada por la longitud del subtramo seleccionado, por las características de la secuencia de los mesohábitats lentos y rápidos, y por la necesidad de considerar la escala espacial a la cual deben implementarse estos modelos (microescala). Payne *et al.* (2004) describe que entre 6 a 20 perfiles topobatimétricos transversales por subtramo permiten generar modelos aceptables, y que la elección del número debe estar en función de las características hidráulicas del río. Por ejemplo, para subtramos de río con una geometría simple con pocos cambios de pendiente debieran utilizarse entre 6 a 10 perfiles, en cambio para un subtramo complejo debieran utilizarse entre 18 a 20. Lo importante es mantener un número adecuado de perfiles tal que permitan un ajuste aceptable en la simulación hidráulica para representar y predecir las variables en el subtramo.

En un subtramo de AIE, los perfiles transversales deben implementarse en sectores tal que sean capaces de: a) reflejar las variaciones topográficas

longitudinales a lo largo del subtramo y b) capturar las secciones críticas para las especies objetivo. En la simulación hidráulica, la orientación es asegurar una conectividad en el tramo de río afectado, por lo tanto, las secciones transversales debieran ser capaces de capturar estas secciones que pueden limitar la conectividad producto de la regulación del caudal.

La obtención de estos perfiles transversales y la medición de la altura de escurrimiento, se deben realizar con instrumentos topográficos con una precisión inferior a 5 mm, ya que es de importancia para lograr la calibración, validación del modelo y posterior simulación.

Cuando se utilicen curvas de gasto, es recomendable realizar 3 campañas, a saber: con caudales altos, medios y bajos.

Además, como una condición en la simulación hidráulica, es necesario determinar la curva de gasto en la sección de aguas abajo (en caso de estar condicionado por un flujo subcrítico) o en la sección aguas arriba (condicionado por un flujo supercrítico). Para ello es necesario realizar aforos y mediciones de la profundidad en las secciones en que se implementará esta curva.

Para los tramos de AUA se sugiere realizar entre 10 y 15 perfiles topobatimétricos para tener una modelación estable hidráulicamente. Estos perfiles

deben implementarse en sectores tal que sean capaces de: a) reflejar las variaciones topográficas longitudinales a lo largo del subtramo y b) representar la sección crítica que limita el desarrollo de la actividad.

Para modelos 2D, la obtención de los datos tienen un procedimiento similar que para los modelos 1D, siendo la mayor diferencia la obtención de los datos topográficos. La topografía debe ser continua a lo largo de todo el subtramo con una alta densidad de puntos, procurando captar todas las irregularidades del cauce que puedan generar hábitat para las especies. A su vez, y al igual que en los modelos 1D, es necesario obtener una curva de gasto para poder llevar a cabo la simulación hidráulica.

En ambos tipos de modelos, se recomienda tener a lo menos 2 campañas de muestreo. La primera campaña tiene por objetivo obtener los datos topográficos y la realización de la hidrometría para cada perfil. Considerando que el estudio de caudales ambientales tiene como objetivo el determinar el

caudal mínimo bajo condiciones de regulación, es decir, bajo una situación de caudales bajos, se recomienda que esta campaña se realice en condiciones de estiaje del río.

La segunda campaña debe realizarse orientada principalmente a la hidrometría, para obtener el eje hidráulico en cada sección para caudales mayores, con la finalidad de validar el modelo.

Los Modelos Hidráulicos tradicionales requieren de la estimación del número de Manning, y por lo tanto, se recomienda que sea estimado a partir de la fórmula de Cowan (1956) y que se estime un número de Manning específico para caudales bajos, medios y altos. En el Capítulo 2 del Anexo de esta Guía se presentan algunas indicaciones de cómo estimar el número de Manning y los valores típicos encontrados en cauces naturales.

Para la generación de las curvas de gasto, se deben realizar tantas campañas como sean necesarias para obtener una curva de gasto con precisión mínima para la simulación hidráulica.

4.3.3. Determinación de los requerimientos ambientales

La determinación del requerimiento ambiental está dada por el mínimo caudal al cual se cumple el umbral mínimo de la variable considerada como

crítica. A veces esta variable no solo considera rangos mínimos, sino también presenta valores máximos, los cuales no pueden excederse.

4.3.4. Determinación del régimen de caudal ambiental

La determinación del régimen de caudal ambiental y su validación hidrológica se realiza de la forma definida en la sección 2.3. Etapa III Determinación y validación del régimen de caudal ambiental, de la presente Guía.

El análisis del régimen de caudal ambiental debe evidenciar que para todas las secciones transversales se cumpla el criterio hidráulico seleccionado. Es decir, si el criterio es la profundidad mínima, entonces debe mostrarse en una figura compuesta que en

todas las secciones se cumple esta condición para el régimen de caudal ambiental determinado.

Además, se aconseja presentar un gráfico resumen en el cual se señale que no hay pérdida de conectividad, es decir, donde se observe la máxima profundidad para cada sección en función de la distancia acumulada asociada a cada sección transversal, según se muestra en el ejemplo de la Figura 29.

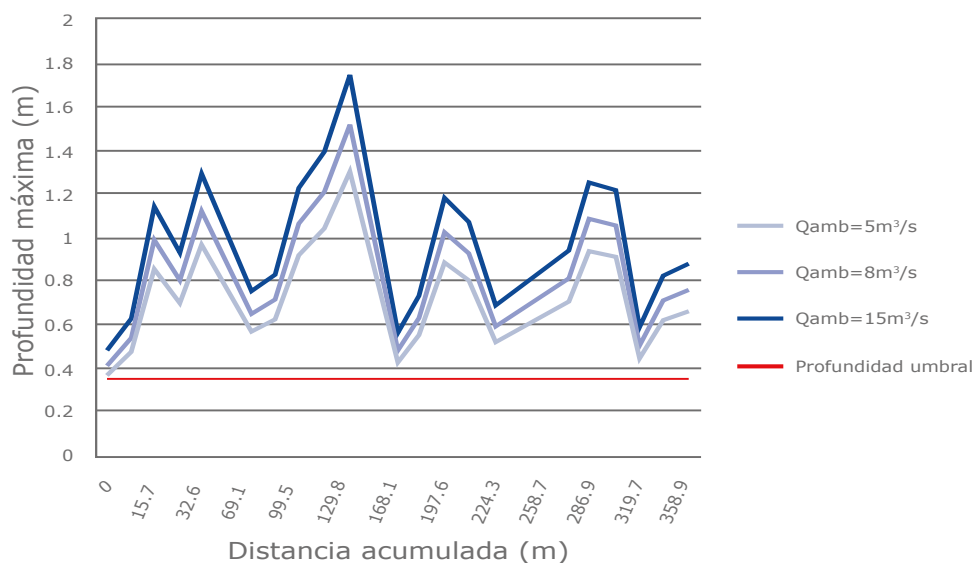


Figura 29. Representación gráfica de la máxima profundidad en cada sección para distintos valores de caudal que componen el régimen del caudal ambiental

Fuente: EcoHyd, 2011

En la simulación 2D, se aconseja mostrar una figura en planta de cada subtramo en el cual se

ilustre la profundidad en todo el subtramo, como se muestra en la Figura 30.

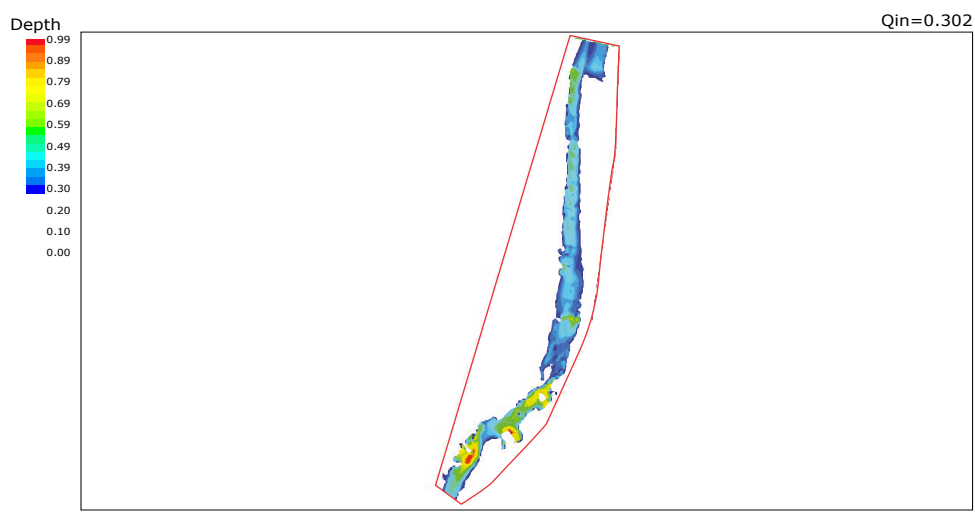


Figura 30. Resultado de una simulación 2D en planta donde se muestra la profundidad para un subtramo

Fuente: EcoHyd, 2011

Para facilitar el proceso de evaluación del régimen de caudal ambiental, se sugiere incorporar en el estudio del cálculo del régimen de caudal ambiental, la información que justifique y fundamente los cálculos y decisiones tomadas. Entre esta información se considera lo siguiente: a) los perfiles topobatimétricos de las secciones transversales, que incluyan sus coordenadas geográficas junto a una fotografía del sitio de la medición, y que se fundamente la elección del número de mediciones para representar la

geometría en dicha sección, b) los aforos realizados para la implementación, calibración y validación del modelo, c) los resultados de la calibración y validación de éste, d) la curva de gasto o la condición hidráulica utilizada como condición de borde para la simulación, y e) cualquier antecedente que justifique la asignación de un valor de Manning en caso de haber utilizado este coeficiente en el Modelo Hidráulico.

4.4. Métodos de simulación del hábitat físico

Los Métodos de Simulación del Hábitat Físico son considerados como una evolución natural de los métodos hidráulicos (Tharme, 2003). La diferencia radica en que la asignación de los requerimientos de caudal está basada en condiciones hidrodinámicas que cumplen con los requisitos biológicos específicos en mayor medida que los hidráulicos por sí solos, por lo que son más robustos cuando se requiere utilizar a peces como especie objetivo (ver Figura 13). Además, estos modelos permiten incorporar un mayor número de variables tales como el transporte de sedimentos.

Estos métodos consisten en la simulación del hábitat físico de especies acuáticas conectando Modelos Hidráulicos con curvas de idoneidad de cada especie objetivo, obteniendo una cuantificación del hábitat disponible en el tramo de estudio.

Las curvas de idoneidad, antiguamente consideradas como curvas de preferencia, buscan generar un índice que cuantifica la idoneidad del hábitat con respecto a una variable en particular. Originariamente fueron implementadas en peces (Jowett, 1997), sin embargo, se fue extendiendo a otros organismos tales como macroinvertebrados, moluscos (Gore *et al.*, 2001; Mérigoux *et al.*, 2009) y especies no acuáticas, pero que dependen directamente del río para su subsistencia (O’Keeffe, 2009). Incluso el concepto de curvas de idoneidad se extendió a actividades desarrolladas en el río, en donde no se busca cuantificar la idoneidad del hábitat para la actividad sino que se busca cuantificar la idoneidad para desarrollar la actividad (Hyras, 1978; Mosley, 1983).

En ríos que presentan una elevada pendiente y macrorrugosidad (p. ej., ríos de montaña), es posible implementar modelos 1D. Sin embargo, se recomienda no realizar la simulación mediante el método del paso estándar, sino realizar la simulación del eje hidráulico mediante la generación de curvas de gasto para cada sección transversal definida.

En ríos que presentan brazos secundarios, es conveniente considerar que las secciones transversales puedan ser abordadas en forma independiente, es decir, una sección para el cauce principal y otra sección para el cauce secundario. Lo anterior, para permitir que cada brazo pueda tener un eje hidráulico con distintas cotas, lo que no es posible si se aborda como una única sección transversal.

En ríos trezados, los modelos 1D no son capaces de capturar el movimiento bidimensional del flujo, por lo cual se aconseja implementar un modelo 2D, los cuales, por la conceptualización de sus ecuaciones de flujo, son capaces de capturar esta variabilidad en planta.

Los modelos 2D pueden ser implementados bajo ríos unicauce, con brazos secundarios, pero no se recomienda su implementación en ríos con altas pendientes.

Los pasos para determinar el caudal ambiental mediante este tipo de método se detallan en la Figura 31.

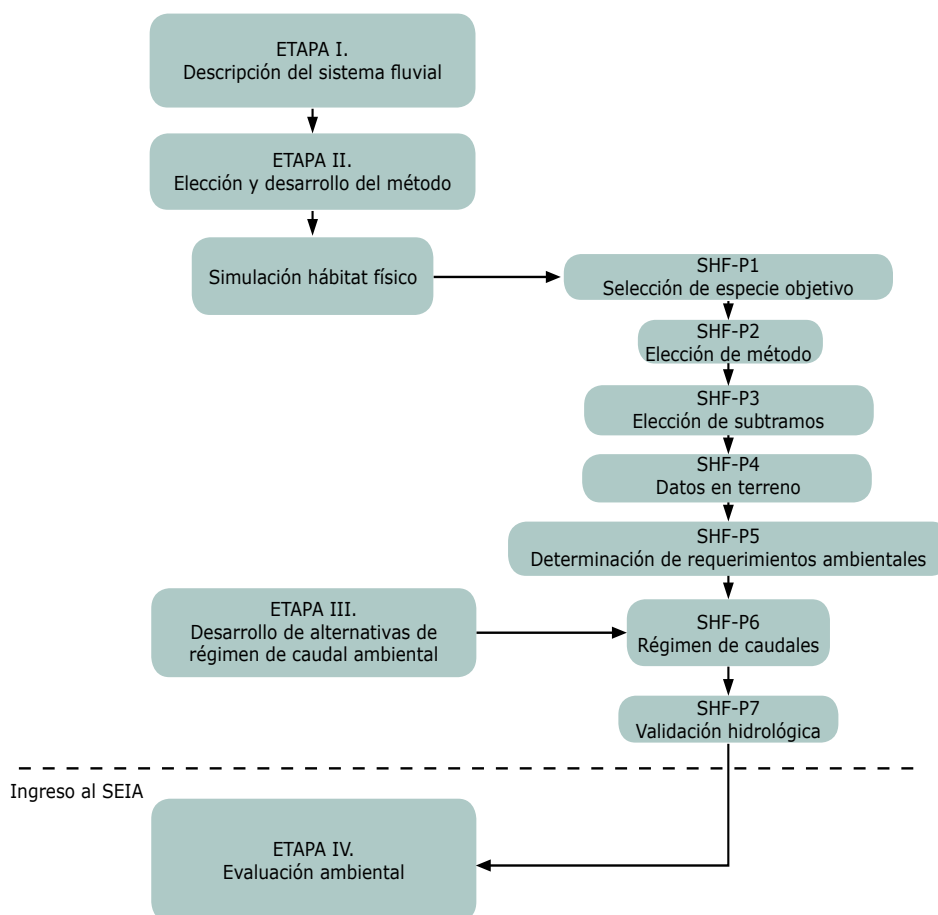


Figura 31. Metodología propuesta para determinar un régimen de caudal ambiental cuando el método seleccionado sea el Método de Simulación del Hábitat Físico

Fuente: EcoHyd, 2011

4.4.1. Elección del subtramo

La elección del o los subtramos debe realizarse de acuerdo a los criterios definidos en la sección 2.2.4.1 de la presente Guía, es decir, debe ser representativa de la heterogeneidad de hábitats

identificados en cada AIE, como también de las actividades antrópicas relevantes identificadas en las AUA.

4.4.2. Toma de datos en terreno

Independientemente de la dimensionalidad del modelo a implementar es necesario recabar información necesaria para la calibración y validación del modelo.

Para modelos 1D, los datos a tomar en terreno corresponden a los perfiles topobatimétricos y aforos.

La cantidad de perfiles estará dada por la longitud del tramo seleccionado, las características de la secuencia de los mesohábitats lentos y rápidos, y la escala espacial a la cual deben implementarse estos modelos (microescala). Se sugiere aplicar el criterio de Payne *et al.* (2004), el cual considera que para tramos de geometría simple se utilice entre 6

y 10 perfiles topobatimétricos transversales o para un subtramo de geometría compleja entre 18 y 20. Esto permitiría que la modelación obtenga una estabilidad numérica adecuada para el subtramo en estudio.

En un subtramo de AIE, los perfiles transversales deben implementarse en sectores que sean capaces de: a) reflejar las variaciones topográficas longitudinales a lo largo del subtramo y b) mantener la representatividad de cada tipo de mesohábitat presente en el patrón de secuencia.

La obtención de estos perfiles transversales y la medición de la altura de escurrimiento se deben realizar con instrumentos topográficos con una precisión inferior a 5 mm, para lograr la calibración del modelo y su posterior simulación.

Cuando se utilicen curvas de gasto, ya sea en la modelación o como condición de borde para la simulación, se deben realizar las campañas de muestreo necesarias para su construcción.

Los Modelos Hidráulicos de Simulación del Hábitat Físico tienen la particularidad de distribuir la velocidad media simulada en la sección transversal a cada celda mediante los factores de distribución de velocidades. Dado lo anterior, es necesario realizar una campaña de hidrometría para cada perfil transversal del modelo.

Además, como una condición en la simulación hidráulica, es necesario determinar la curva de gasto en la sección aguas abajo (en caso de estar condicionado por un flujo subcrítico) o en la sección aguas arriba (condicionado por un flujo supercrítico). Para ello es necesario realizar aforos y mediciones de la profundidad en las secciones que se implementará esta curva.

En un subtramo de AUA, se sugiere realizar entre 10 y 15 perfiles topobatimétricos para tener una modelación estable hidráulicamente. Los perfiles transversales deben implementarse en sectores en que sea posible: a) reflejar las variaciones topográficas longitudinales a lo largo del subtramo y b) representar la sección crítica que limita el desarrollo de la actividad.

Para modelos 2D, la obtención de los datos tienen un procedimiento similar que para los modelos 1D, siendo la mayor diferencia la obtención de los datos topográficos. La topografía debe ser continua a lo largo de todo el subtramo con una alta densidad de puntos, procurando captar todas las irregularidades del cauce que puedan generar hábitats para las especies.

Al igual que en los modelos 1D, es necesario obtener una curva de gasto para llevar a cabo la simulación hidráulica.

En ambos tipos de modelos, se recomienda realizar a lo menos 2 campañas de muestreo. En la primera campaña se obtendrán los datos topográficos y la hidrometría en cada perfil. Considerando que el estudio de caudales ambientales tiene como objetivo determinar el caudal mínimo bajo condiciones de regulación, es decir, una situación de caudales bajos, se recomienda que dicha campaña se realice en condiciones de estiaje del río.

La segunda campaña debe realizarse orientada principalmente a la hidrometría, para obtener el eje hidráulico en cada sección para caudales mayores, con el fin de validar el modelo y ajustar los factores de distribución de velocidad.

Para la generación de las curvas de gasto, se debe realizar las campañas de muestreo necesarias para su construcción y con una precisión mínima (5 mm) para la simulación hidráulica.

4.4.3. Determinación de los requerimientos ambientales

La determinación del requerimiento de caudal para la especie objetivo puede realizarse de 4 formas, a saber (Jowett, 1997): a) retener un porcentaje del hábitat con un caudal medio, b) fijar un caudal que permita un hábitat mínimo, c) determinarlo

como un porcentaje de excedencia de la curva de duración del hábitat, o d) fijando el caudal donde se produce un punto de quiebre en la curva de habitabilidad (HPU v/s Caudal), siendo este último el más común (ver Figura 32).

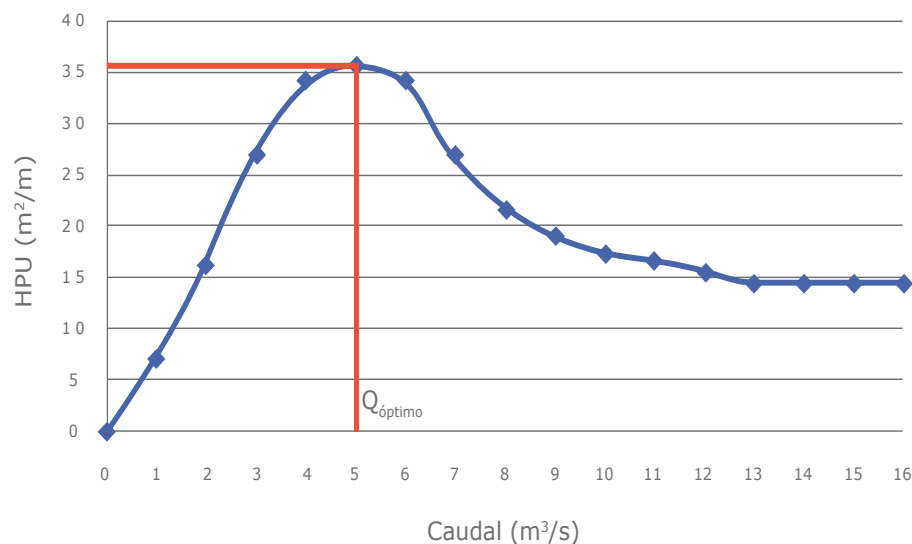


Figura 32. Criterio de obtención del caudal como requerimiento ambiental mediante la optimización del HPU

Fuente: EcoHyd, 2011

Para las actividades antrópicas, el requerimiento de caudal estará dado por aquel que satisfaga el desarrollo de ésta.

4.4.4. Determinación del régimen de caudal ambiental

La determinación del régimen de caudal ambiental se realiza de la misma manera que aquella explicada en las secciones 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4 (Etapas I a la IV, respectivamente).

Este método busca mantener un hábitat mínimo de las especies y/o condiciones hidrodinámicas necesarias para el desarrollo de los usos antrópicos relevantes en el AI, el análisis de este régimen de caudal ambiental debe ser capaz de justificar el cumplimiento de los requerimientos ambientales de las especies y mostrar las diferencias entre el hábitat en régimen actual, durante la operación de la central hidroeléctrica.

De acuerdo a lo anterior, se sugiere presentar los resultados en una figura que indique la variación porcentual de HPU para los diferentes caudales de importancia en la determinación del régimen del caudal ambiental. Un ejemplo se muestra en la Figura 33, en la cual se indica el 20% del caudal medio mensual del mes "i" (Q_{mi}) y el 20% del caudal medio mensual del mes "j" (Q_{mj}). La figura debiese representar los meses biológicamente significativos para la especie objetivo.

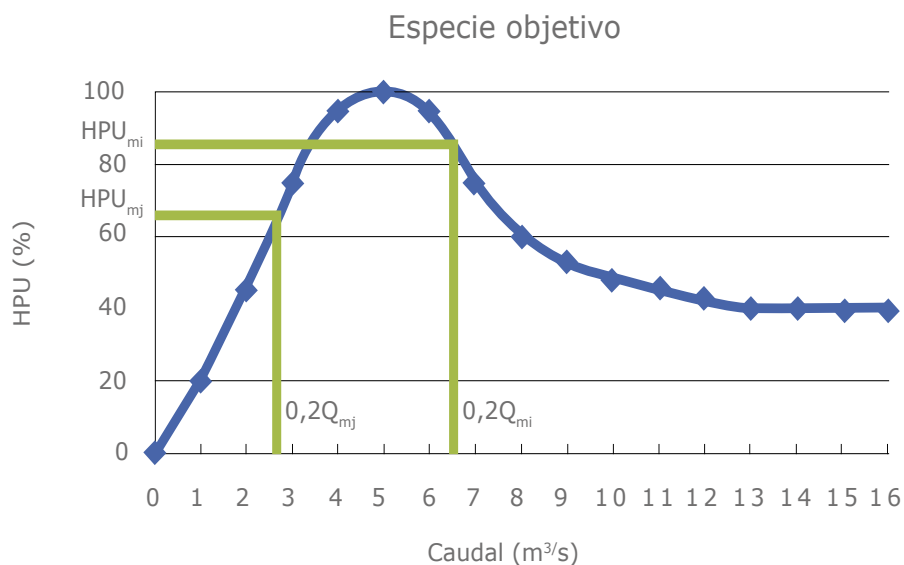


Figura 33. Variación porcentual del HPU asociado al caudal medio mensual del mes "i" (Q_{mi}) y "j" (Q_{mj}) con respecto al máximo HPU

Fuente: EcoHyd, 2011

Se aconseja también que en una tabla o gráfico se muestre la variación porcentual del hábitat a nivel mensual con respecto al máximo al implementar

el régimen de caudal ambiental. Un ejemplo se muestra en la Tabla 16.

Tabla 16. Variación porcentual del HPU a nivel mensual con respecto al máximo individual de cada especie objetivo o actividad antrópica considerada como especie objetivo en el estudio.

Especie objetivo y actividad antrópica	Mes											
	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb
Organismo 1	74%	74%	83%	94%	94%	94%	83%	83%	70%	70%	70%	70%
Organismo 2	85%	85%	88%	92%	92%	92%	88%	88%	80%	80%	80%	80%
Actividad antrópica	90%	90%								85%	85%	85%

Fuente: EcoHyd, 2011

Asimismo, se sugiere incluir un hidrograma final donde se incluya el régimen de caudal ambiental, es decir, el caudal ambiental mínimo o base, más las crecidas de vegetación ribereña y el caudal de

lavado. En este mismo hidrograma se debe incluir el caudal medio mensual y el 20% del caudal medio mensual. Un ejemplo se ilustra en la Figura 34.

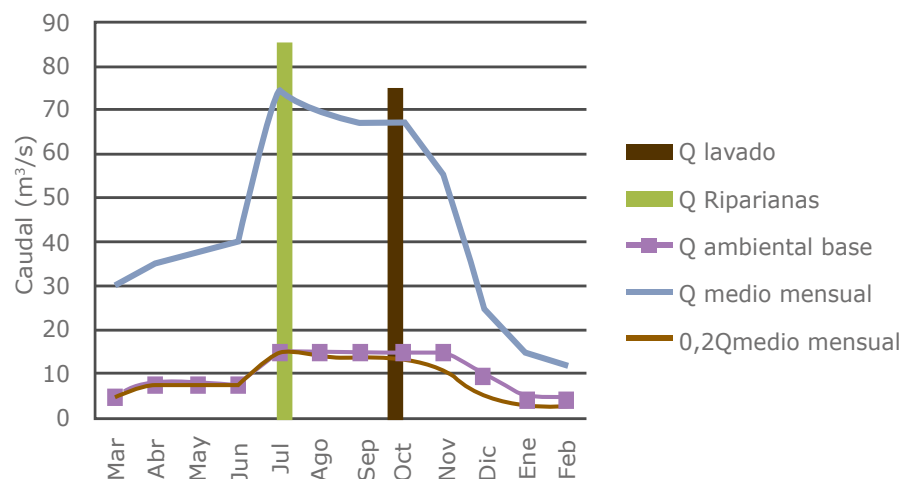


Figura 34. Comparación del régimen de caudal ambiental con el hidrograma medio anual y el 20% de los caudales medios mensuales

Fuente: EcoHyd, 2011

En la simulación 2D, se aconseja mostrar una figura en planta de cada subtramo en el cual se

ilustre la distribución del hábitat para cada celda del subtramo como se muestra en la Figura 35.

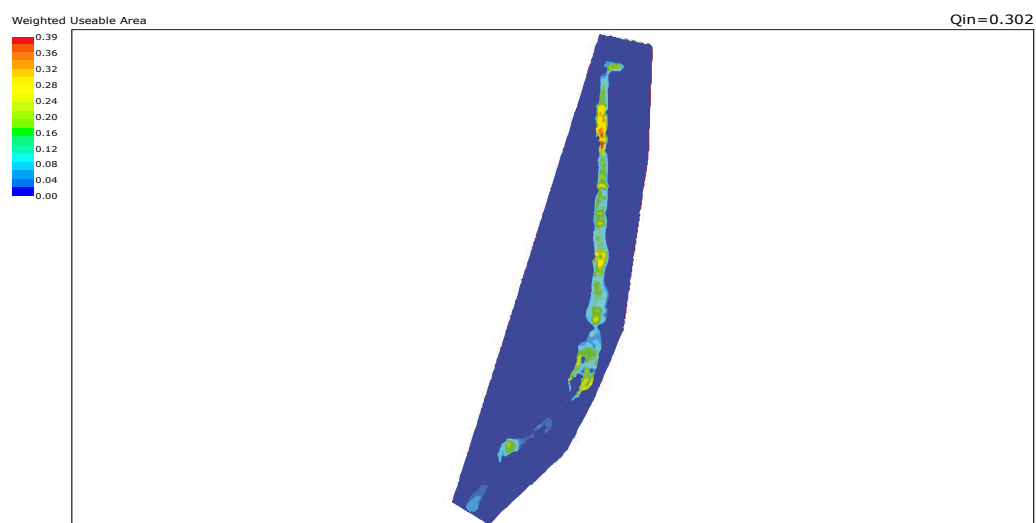


Figura 35. Resultado de una simulación 2D en planta en que se muestra la distribución del área potencial útil para un subtramo

Fuente: EcoHyd, 2011

Para facilitar el proceso de evaluación del régimen de caudal ambiental, se debe incorporar en el estudio del cálculo, la información que justifique y fundamente los cálculos y decisiones tomadas. Entre esta información se considera lo siguiente: a) los perfiles topobatimétricos de las secciones transversales, que incluyan sus coordenadas geográficas junto a una fotografía del sitio de la medición b) los aforos realizados para la implementación, calibración y

validación del modelo, c) la determinación del patrón de secuencia de mesohábitats lentos y rápidos, d) las curvas de idoneidad utilizadas, e) los resultados de la calibración y validación de éste, f) la curva de gasto o la condición hidráulica utilizada como condición de borde para la simulación, y g) cualquier antecedente que justifique la asignación de un valor de Manning en caso de haber utilizado este coeficiente en el Modelo Hidráulico.

BIBLIOGRAFÍA

Acreman M. & Dunbar M. 2004. Defining environmental river flow requirements – a review. *Hydrological and Earth System Sciences*, 8(5): 861-876.

Alcaraz-Hernández J., Martínez-Capel F., Peredo-Parada M. & Hernández-Mascarell A. 2011. Mesohabitat Heterogeneity in four Mediterranean streams of the Jucar River Basin (Eastern Spain). *Limnetica*, 30(2): 363-378.

Alcázar J. 2007. El Método del Caudal Básico para la Determinación de Caudales de Mantenimiento, Aplicación a la Cuenca del Ebro. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria, Universidad de Lleida, Lleida, España. 179 pp.

Alcázar J. & Palau A. 2010. Establishing environmental flow regimes in a mediterranean watershed based on a regional classification. *Journal of Hydrology*, 388: 41-51.

Allan D. & Castillo M. 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Water*. Springer (2^o Edition). Netherlands. 436 pp.

Arthington A., Brizga S. & Kennard M. 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Best Practice Framework. Occasional Paper No. 25/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australia. 34 pp.

Beca Infrastructure Ltd. 2008. Draft Guidelines for the Selection of Methods to Determine Ecological Flows and Water Levels. Report prepared by Beca Infrastructure Ltd for MfE. Wellington: Ministry of environment of New Zealand. 154 pp.

Bejarano M., Nilsson M., González Del Tánago M. & Marchamalo M. 2011. Responses of riparian trees and shrubs to flow regulation along a boreal stream in northern Sweden. *Freshwater Biology*, 56: 853-866.

Belmar O., Velasco J. & Martínez-Capel F. 2011. Hydrological classification of natural flow regimes to support environmental flow assessments in intensively regulated Mediterranean rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management*, 47(5): 992-1004.

Bovee K., Lamb B., Bartholow J., Stalnaker C., Taylor J. & Henrisen J. 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-0004 viii. 130 pp.

Carvajal-Escobar Y. 2008. Environmental flow regime in the framework of integrated water resources management strategy. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8(2-4): 307-315.

Charlton R. 2007. *Fundamentals of Fluvial Geomorphology*, London, England. Routledge Ed. 275 pp.

Conama. 2010. Clasificación de Cuerpos de Agua. Informe final. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas Universidad de Chile. Chile. 115 PP.

Cowan W. 1956. Estimating hydraulic roughness coefficients: *Agricultural Engineering*, 37(7): 473-475.

Crozzoli L. & Batalla R. 2003. Aplicación de la fotografía al análisis granulométrico de ríos con lecho de gravas. *Rev C&G* 17, (3-4): 29-39.

Cummins K. 2002. Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 49-58.

- DGA. 1999. Laboratorio de sedimento, Manual de terreno y centros de filtrado. Chile. 33 pp.
- DGA. 2008. Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa y en estado de conservación crítico. Chile. 193 pp.
- DGA. 2014. Propuesta de Parámetros Mínimos de Calidad de Agua para la Evaluación de Impacto Ambiental en Seis Tipologías de Proyectos. Informe y Anexo 1 Matriz. Chile. 50 pp.
- DGA. Cade Idepe. 2003. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Informe Final. Chile. 362 pp.
- EcoHyd. 2011. Consultoría Elaboración de una Guía Metodológica para el Cálculo del Caudal Ecológico para Centrales Hidroeléctricas de Menos de 20 MW. Informe Final. Chile. 172 pp.
- EULA. 2000. Determinación del caudal ecológico mínimo del proyecto hidroeléctrico Quilleco en el Río Laja, considerando variables asociadas a la biodiversidad de hábitats. Informe de Asistencia Técnica. Chile. 120 pp.
- Fuchs E., Schleuter M. & Rosenzweig S. 2010. Assisting integrative planning on waterways by modelling techniques – the Integrated Floodplain Response Model INFORM. En: IAD Germany, German Federal Institute of Hydrology & General Secretariat of IAD (Ed.). IAD 38° Conference Large River Basins–Danube meets Elbe, Challenges–Strategies–Solutions. Dresden, Germany (pp. 38).
- Garófano-Gómez V., Martínez-Capel F., Peredo-Parada M., Olaya E., Muñoz R., Soares, R. & Pinar-Arenas J. 2011. Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river; the river Serpis (Spain). *Limnetica*, 30(2): 307-328.
- Ghermandi A., Vanderberghe V., Bendetti L., Bauwens W. & Vanrolleghem P. 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering*, 35(1): 92-104.
- Gippel C. & Stewardson M. 1998. Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. *Regulated rivers: Research & Management*, 14(1): 53-67.
- González del Tánago M. & García de Jalón D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25(1-2): 389-402.
- Gore J., Layzer J. & Mead J. 2001. Macroinvertebrate instream studies after 20 years: A role instream management and restoration. *Regulated River Research & Management*, 17(4-5): 527-542.
- Greet J., Webb J. & Cousens R. 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. *Freshwater biology*, 56(7): 1231-1247.
- Gutiérrez J., Jones C., Strayer D. & Iribarne O. 2003. Mollusks as ecosystems engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101(1): 79-90.
- Habit E., Belk M. & Parra O. 2007. Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 17(1): 37-49.

Hatfield T., Lewis A., Ohlson D. & Bradford M. 2003. Development of instream flow thresholds as guidelines for reviewing proposed water uses. Technical Report. British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management & British Columbia Ministry of Water, Land, and Air Protection. Canada. 95 pp.

Hatfield T. Lewis A. & Babakaiff S. 2007. Guidelines for the collection and analysis of fish and fish habitat data for the purpose of assessing impacts from small hydropower projects in British Columbia. Canada. 32 pp.

Helley E & Smith W. 1971. Development and calibration of a pressure-difference bedload sampler. USGS Open-File Report. USA. 38 pp.

Homa E., Vogel R., Smith M., Apse C., Huber-Lee, A. & Sieber J. 2005. An Optimization approach for balancing Human and Ecological Flow Needs. Proceedings of the EWRI 2005 World Water and Environmental Resources Congress, ASCE, Anchorage, Alaska. 12 pp.

Hyra R. 1978. Methods of assessing instream flows for recreation. Instream Flow Information Paper N° 6. Cooperative instream Flow Service Group. Fort Collins, Colorado, USA. 52 pp.

Jara C., Rudolph E. & González E. 2006. Estado de conocimiento de los malacostraceos dulceacuícolas de Chile. Gayana, 70(1): 40-49.

Jenq-Tzong S. & Fu-Chun W. 2007. Pareto-optimal solutions for environmental flow shemes incorporating the intra-annual and interannual variability of the natural flow regime. Water Resources Research 43(6): W06433. 12 pp.

Jowett I. & Davey A. 1997. A Comparison of Composite Habitat Suitability Indices and Generalized Additive Models of Invertebrate Abundance and Fish Presence–Habitat Availability. Transactions of the American Fisheries Society, 136: 428-444.

Jowett I. 1997. Instreams flow methods: A comparison of approaches. Regulated Rivers: Research & Management 13(2): 115-127.

King J., Brown C. & Sabet H. 2003. A Scenario-Based Holistic Approach to Environmental Flow Assessments for Rivers. River Research and Applications, 19(5-6): 619–639.

Kondolf G. & Piegay H. 2003. Tools in Fluvial Geomorphology. Wiley, 425-461. UK. 696 pp.

Martínez-Capel F. 2002. Preferencias de Microhábitat de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis* y *Leuciscus pyrenaicus* en la cuenca del río Tajo. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid: Madrid. 3 pp.

Martínez-Capel F., García de Jalón D., Werenitzky D, Baeza D. & Rodilla-Alamá M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). Fisheries Management and Ecology, 16(1): 52–60.

Mathews R. & Richter B. 2007. Application of the Indicators of Hydrologic Alteration Software in environmental flow setting. Journal of the American Water Resources Association, 43(6): 1400-1413.

Mérigoux S., Lamouroux N., Olivier J. & Dolédec S. 2009. Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river. Freshwater Biology, 54(6): 1343-1356.

Merritt D., Scott M., Poff N., Auble G. & Lytle D. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: Riparian vegetation-Flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55(1): 206-225.

MMA-CEA. 2011. Diseño del inventario nacional de humedales y el seguimiento ambiental. Ministerio de Medio Ambiente-Centro de Ecología Aplicada. Santiago, Chile. 164 pp.

Montgomery D & Buffington J. 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage rivers. *GSA Bulletins*, 109(5): 596-611.

Montreuil O., Merot, P. & Marmoniere P. 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. *Freshwater Biology*, 55(11): 2305-2318.

MOP. 2009. Diagnostico plan maestro rio Maipo y sus afluentes, Región Metropolitana. Gobierno de Chile.

MOP. 2013. Manual de Carreteras. Dirección de Vialidad. Ministerio de Obras Públicas. Gobierno de Chile.

Mosley M. 1983. Flow requirements for recreation and wildlife in New Zealand. *Journal of Hydrology (N.Z.)*, 22(2): 152-174.

Muñoz-Mas R., Martínez-Capel F., Schneider M. & Mouton A. 2012. Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. *Science of the Total Environment*, 440: 123-131.

Naiman R. & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28 (1): 621-658.

Naiman R., Décamps H. & McLain, M. 2005. *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press. San Diego, California, USA. 446 pp.

NRC. 2002. *Riparian areas: functions and strategies for management* / Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board, Board on Environmental Studies and Toxicology, Division on Earth and Life Studies, National Research Council. Washington D.C., USA: National Academy Press. 428 pp.

O'Keeffe J. 2009. Sustaining river ecosystems: balancing use and protection. *Progress in Physical Geography*, 33(3): 339-357.

Palau A. 1994. Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de cálculo. *Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*, 28(2), 84-95.

Palau A. & Alcázar J. 2010. The Basic Flow Method for Incorporating Flow Variability in Environmental Flows. *River Research and Applications*, 28(1): 93-102.

Parada E. & Peredo S. 1994. Un enfoque ecológico evolutivo de las estrategias de historia de vida de los híridos chilenos (Mollusca, Bivalvia). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*, 65: 71-80.

Parada E., Peredo S., Valenzuela J. & Manushevich D. 2007. Extension of the current northern distribution range of freshwater mussel *Diplodon chilensis* (Gray, 1828) (Bivalvia: Hyriidae): in Chile. *Gayana*, 71(2): 212-215.

- Parasiewicz P. 2007. The mesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications*, 23(8): 893-903.
- Paredes-Arquiola J., Martínez-Capel F., Solera A. & Aguilera V. 2013. Implementing environmental flows in complex water resources systems. Case of study: the Duero River basin (Spain). *River Research and Applications*, 29(4): 451-468.
- Payne T., Eggers S. & Parkinson D. 2004. The Number of Transects Required to Compute a Robust PHABSIM Habitat Index. *Hydroécologie Appliquée*, 14: 27-53.
- Penche C. 1998. Manual de Pequeña hidráulica. Como llevar a buen fin un proyecto de minicentral hidroeléctrica. Dirección General de Energía. Unión Europea. 282 pp.
- Peredo-Parada M., Martínez-Capel F., Quevedo D. & Hernández-Mascarell A. 2011. Implementation of an eco-hydrological classification in Chilean rivers. *Gayana* 75(1): 26-38.
- Poff L., Allan D., Bain M., Karr J., Prestegard K. Richter B., Sparks R. & Stromberg J. 1997. The Natural Flow Regime, A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- Raven A., Cockell C. & De La Rocha C. 1998. The evolution of inorganic carbon concentrating mechanisms in photosynthesis. *Phil. Trans. R. Soc.* 363: 2641-2650.
- Richter B., Baumgartner J., Powell J. & Braun D. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4): 1163-1174.
- Richter B., Baumgartner J., Wigington R. & Braun D. 1997. How much water does a river need?. *Freshwater Biology*, 37(1): 231-249.
- Rickly Hydrological Company. Consultado en: www.rickly.com, año 2011.
- Riestra F. 2007. Establecimiento de caudales ecológicos mínimos en Chile. En: Castro M. & Fernández L. (Eds.). *Gestión sostenible de Humedales* (p. 187-195). CYTED Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Programa Internacional de Interculturalidad, Gráfica LOM, Santiago de Chile. 409 pp.
- Roldan G. 2003. Bioindicación de la calidad del Agua en Colombia, Propuesta para el uso del Método BMWP Col. Universidad de Antioquia, Colombia. 170 pp.
- Rosgen D. 1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22(3): 169-199. Rutllant J. 2004. Aspectos de la circulación atmosférica de gran escala asociada al ciclo ENOS 1997-1999 y sus consecuencias en el régimen de precipitación en Chile central. En: Avaria S., Carrasco J., Rutllant J. & Yáñez E. (eds.). *El Niño-La Niña 1997-2000. Sus Efectos en Chile*. (p. 61-76). CONA, Chile.
- Servicio de Evaluación Ambiental y Ministerio de Energía. 2012. Guía para la evaluación de impacto ambiental de centrales de generación de energía hidroeléctricas de potencia menor a 20 MW. Chile. 96 pp.

Snelder T. & Biggs B. 2002. Multi-scale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(5): 1225–1239.

Snelder T., Biggs B. & Woods R. 2005. Improved eco-hydrological classification of rivers. *River Research and Applications*, 21(6): 609–628.

Stalnaker C., Lamb B., Henriksen J., Bovee K. & Bartholow J. 1995. The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM. National Ecology Research Center, Internal Publication. National Biological Survey: Fort Collins, CO, USA. Biological Report 29. 47 pp.

Steffler P. & Blackburn J. 2002. River 2D: Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat. Introduction to Depth Averaged Modeling and User's Manual. University of Alberta. Canada. 120 pp.

Strahler A. 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63(9): 923-938.

Tello P. 2011. Guía de apoyo para desarrolladores de proyectos minihidroeléctricos. Centro de Energías Renovables del Ministerio de Energía y Corporación de Fomento de la Producción. Chile. 162 pp.

Tennant D. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreational and related environmental resources. *Fisheries*, 1(4): 6-10.

Tharme R. 2003. A Global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19(5-6): 397–441.

The San Francisco Bay Trail Project. Consultado en: <http://baytrail.abag.ca.gov>, año 2011.

Villagrán C. & Hinojosa L. 2005. Esquema biogeográfico de Chile. Capítulo 33: 551-577. En: *Regionalización Biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines* (Eds. Ousquets J. & Morrone J.). Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México, Jiménez Editores. México. 577 pp.

Yin X., Yang Z., Petts G. 2010. Optimizing environmental flows below dams. *River Research & Applications*, 28(6): 703-716.



**GUÍA METODOLÓGICA PARA DETERMINAR EL CAUDAL AMBIENTAL
PARA CENTRALES HIDROELÉCTRICAS EN EL SEIA**

SERVICIO DE EVALUACIÓN AMBIENTAL
División de Evaluación Ambiental y Participación Ciudadana