

MINISTERIO DE AMBIENTE
Y DESARROLLO SOSTENIBLE

RESOLUCIONES

RESOLUCIÓN NÚMERO 2130 DE 2019

(diciembre 18)

por la cual se expide la metodología para la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá.

El Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible, en ejercicio de sus facultades constitucionales y legales, y en especial las conferidas en los numerales 2, 10 y 11 del artículo 5° de la Ley 99 de 1993 y en desarrollo de los artículos 2°, 9° y 134 del Decreto-Ley 2811 de 1974 y,

CONSIDERANDO:

Que la Constitución Política en sus artículos 79 y 80 establece que todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano y que es deber del Estado y de los particulares el de proteger las riquezas naturales, la diversidad e integridad del ambiente y conservar las áreas de especial importancia ecológica de la nación. Para ello, el Estado debe planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución, además de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental.

Que el artículo 2° del Decreto-Ley 2811 de 1974 “por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente”, determina que dicho Código tiene como objeto: “1. Lograr la preservación y restauración del ambiente y la conservación, mejoramiento y utilización racional de los recursos naturales renovables, según criterios de equidad que aseguran el desarrollo armónico

del hombre y de dichos recursos, la disponibilidad permanente de estos, y la máxima participación social para beneficio de la salud y el bienestar de los presentes y futuros habitantes del territorio Nacional”.

Que el artículo 9° del Decreto-Ley ídem, establece entre otros, los siguientes principios para el uso de los recursos naturales renovables:

- “(...) Los recursos naturales y demás elementos ambientales deben ser utilizados en forma eficiente, para lograr su máximo aprovechamiento con arreglo al interés general de la comunidad.
- Los recursos naturales renovables no se podrán utilizar por encima de los límites permisibles que, al alterar las calidades físicas, químicas o biológicas naturales, produzcan el agotamiento o el deterioro grave de esos recursos o se perturbe el derecho a ulterior utilización en cuanto esta convenga al interés público (...).”

Que el artículo 89 del mencionado Decreto-Ley dispone que “La concesión de un aprovechamiento de aguas estará sujeta a las disponibilidades del recurso y a las necesidades que imponga el objeto para el cual se destine”.

Que el aludido Decreto-Ley 2811 en su artículo 134 establece que el Estado debe “(...) garantizar la calidad del agua para consumo humano, y en general, para las demás actividades en que su uso es necesario. Para dichos fines deberá: (...) i. Promover y fomentar la investigación y el análisis permanente de las aguas interiores y de las marinas, para asegurar la preservación de los ciclos biológicos y el normal desarrollo de las especies, y para mantener la capacidad oxigenante y reguladora del clima continental”.

Que la Sección Primera del Consejo de Estado, mediante sentencia proferida dentro del expediente AP 25000-23-27-000-2001-9479-01 del 28 de marzo de 2014, ordenó:

“ORDÉNASE al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en coordinación con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam) que en el término perentorio e improrrogable de veinticuatro (24) meses contados a partir de la ejecutoria de esta sentencia, desarrolle y adopte una metodología específica para estimación del caudal ambiental y ecológico del río Bogotá”.

Que el numeral 5 del artículo 2.2.3.1.5.2. del Decreto 1076 de 2015, establece que la ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas se hará teniendo en cuenta “la oferta, la demanda, actual y futura de los recursos naturales renovables, incluidas las acciones de conservación y recuperación del medio natural para propender por su desarrollo sostenible y la definición de medidas de ahorro y uso eficiente del agua”.

Que el artículo 2.2.3.2.13.1. del Decreto ídem, señala que la Autoridad Ambiental competente con el fin de obtener una mejor distribución de las aguas de cada corriente o derivación, de acuerdo con lo previsto en los artículos 156 y 157 del Decreto-Ley 2811 de 1974, reglamentará cuando lo estime conveniente, el aprovechamiento de cualquier corriente o depósito de aguas públicas.

Que el numeral 14 del artículo 2.2.3.3.1.3. del Decreto en cita define el caudal ambiental como el “Volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos”.

Que el artículo 2.2.3.3.1.4. del Decreto anteriormente señalado establece que “El ordenamiento del recurso hídrico es un proceso de planificación mediante el cual se fija la destinación y usos de los cuerpos de agua continentales superficiales y marinos, se establecen las normas, las condiciones y el programa de seguimiento para alcanzar y mantener los usos actuales y potenciales y conservar los ciclos biológicos y el normal desarrollo de las especies. (...)”.

Que acorde con lo establecido en el artículo 2.2.3.3.1.6. del Decreto en mención, entre los aspectos mínimos del ordenamiento se debe tener en cuenta “la oferta hídrica total y disponible, considerando el caudal ambiental”.

Que, en el marco de lo anterior, la construcción de la metodología se adelantó en articulación con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam) y fue socializado con la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, que, en ejercicio de sus competencias, la aplicará en el marco de los instrumentos de planificación y administración, en función de las consideraciones administrativas que esta defina en el marco de los trámites ambientales.

En mérito de lo expuesto,

RESUELVE:

Artículo 1°. Objeto y ámbito de aplicación. Adoptar la “Metodología para la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá”, en adelante la metodología, la cual forma parte integral de la presente resolución.

La metodología establece los criterios mínimos para la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá. Dicho caudal será usado para la estimación de la oferta hídrica disponible.

Parágrafo. Los proyectos, obras o actividades sujetos a licencia ambiental que requieran estimar el impacto sobre el régimen de caudales sobre el río Bogotá, deberán aplicar el capítulo 4 de la metodología.

Artículo 2°. Vigencia. La presente resolución rige a partir de su publicación en el Diario Oficial.

Publíquese y cúmplase.

Dada en Bogotá, D. C., a 18 de diciembre de 2019.

El Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Ricardo José Lozano Picón.

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE		2.2		ENFOQUE METODOLÓGICO		11	
Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico		2.2.1		NIVEL 1: ESTIMACIÓN		11	
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES - IDEAM		2.2.1.1		Fase 1: Levantamiento de información y caracterización del cuerpo de agua		12	
METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL EN EL RÍO BOGOTÁ		2.2.1.2		Fase 2: Estimación del caudal ambiental considerando el funcionamiento ecológico		12	
		2.2.1.3		Fase 3: Evaluación del caudal ambiental considerando servicios ecosistémicos		15	
		2.2.1.4		Fase 4: Seguimiento a la implementación de caudales ambientales		16	
MINISTRO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE		2.2.2		NIVEL 2: GESTIÓN		16	
RICARDO JOSÉ LOZANO PICÓN.							
VICEMINISTRA DE POLÍTICAS Y NORMALIZACIÓN AMBIENTAL							
MARIA CLAUDIA GARCÍA DÁVILA.							
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES – IDEAM							
DIRECTORA: YOLANDA GONZÁLEZ HERNÁNDEZ							
SUBDIRECTOR DE HIDROLOGÍA: NELSON OMAR VARGAS MARTÍNEZ							
DIRECTOR DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RECURSO HÍDRICO							
FABIÁN MAURICIO CAICEDO CARRASCAL							
EQUIPO TÉCNICO DE LA DIRECCIÓN DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RECURSO HÍDRICO		3.1		FASE 1: LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA		17	
Sergio Andrés Salazar Galán, Juan Diego González Parra, Hernando Ovalle Serrano, Juan Sebastián Hernández Suárez, Claudia Liliana Buitrago Aguirre.		3.1.1		Paso 1: Delimitación del área de estudio		17	
		3.1.2		Paso 2: Definición de unidades de análisis del cuerpo de agua		18	
		3.1.2.1		Definición de unidades de análisis en cuerpos de agua lóticos		18	
		3.1.2.2		Definición de unidades de análisis en cuerpos de agua lénticos		20	
		3.1.2.3		Procesamiento del Modelo Digital de Elevación		20	
		3.1.2.4		Caracterización morfológica del área de estudio		21	
		3.1.3		Paso 3: Definición de estrategias de adquisición de información		26	
		3.1.3.1		Información secundaria		26	
		3.1.3.2		Información primaria		28	
EQUIPO TÉCNICO DE LA SUBDIRECCIÓN DE HIDROLOGÍA - IDEAM		3.2		FASE 2: ESTIMACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO		33	
Hernando Witches Suárez - Subdirección de Hidrología.		3.2.1		Paso 0: Definir el objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua		33	
		3.2.2		Paso 1: Caracterizar el régimen (natural o actual) de flujo		34	
		3.2.2.1		Escenarios de disponibilidad de información hidrológica		34	
		3.2.2.2		Métodos de referencia		34	
		3.2.3		Paso 2: Calcular métricas de interés		37	
		3.2.3.1		Métricas de interés ecológico		37	
		3.2.3.2		Métricas asociadas a la prestación de servicios ecosistémicos		43	
		3.2.4		Paso 3: Identificar y caracterizar los eventos de interés del régimen de referencia		43	
		3.2.5		Paso 4: Generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales		44	
		3.2.6		Paso 5: Identificar los eventos de interés para la serie alterada de caudales o niveles		45	
		3.2.7		Paso 6: Evaluar iterativamente la alteración del régimen de flujo a partir de los resultados de los pasos 3 y 5		45	
		3.2.8		Paso 7: Obtener la información hidrobiológica de línea base que servirá como referencia para el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales		47	
		3.2.8.1		Índices ecológicos		47	
		3.2.8.2		Estimación de idoneidad del hábitat para la comunidad íctica		47	
		3.2.8.3		Desarrollo de indicadores ecológicos		49	
		3.2.8.4		Evaluación funcional		50	
OFICINA ASESORA JURÍDICA MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE		3.3		FASE 3: EVALUACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		50	
Claudia Fernanda Carvajal Miranda, Héctor Abel Castellanos Pérez, Claudia Adalgiza Arias Cuadros.		3.3.1		Paso 1: Determinar la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua		50	
		3.3.1.1		Establecimiento del modelo de calidad del agua a escala de tramo		51	
		3.3.1.2		Extensión del modelo a escala regional		51	
		3.3.2		Paso 2: Simular escenarios críticos		52	
		3.3.2.1		Identificación de objetivos de calidad de agua		52	
		3.3.2.2		Definición de escenarios críticos		52	
		3.3.3		Paso 3: Identificar problemáticas ambientales		52	
		3.3.4		Paso 4: Identificar conflictos ambientales		53	
		3.3.5		Paso 5: Consolidar problemáticas y conflictos ambientales		53	
COLABORADORES Y EXPERTOS CONSULTADOS		3.4		FASE 4: SEGUIMIENTO A LA IMPLEMENTACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES		53	
MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE		4		CRITERIOS Y MÉTODOS ESPECÍFICOS PARA LA ESTIMACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES EN EL MARCO DE PROCESOS DE LICENCIAMIENTO AMBIENTAL		54	
Hilda María Palacio Betancur, Andrés Felipe Rojas Aguirre, Claudia Patricia Pineda González, Carlos Arturo Álvarez Monsalve, Diana Marcela Moreno Barco, Luis Alfonso Escobar Trujillo, Ricardo Arnold Baduín Ricardo, Jarlton Díez Díaz.		4.1		FASE 1: LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA		55	
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, SEDE MEDELLÍN		4.1.1		Paso 1: Delimitación del área de estudio		55	
Jaime Ignacio Vélez Upegui, Verónica Botero Fernández, Mario Alberto Jiménez, William Cano Zapata, Aura Ruiz Arango, José Manuel Mojica Vélez, Miriam Benjumea Hernández, Mónica Bonilla Rodríguez.		4.1.1.1		Proyectos con retorno de agua a la fuente de captación		55	
		4.1.1.2		Proyectos sin retorno de agua a la fuente de captación		56	
		4.1.2		Paso 2: Definición de unidades de análisis del cuerpo de agua		57	
		4.1.2.1		Procesamiento del Modelo Digital de Elevación		57	
		4.1.2.2		Caracterización morfológica del área de estudio		58	
		4.1.3		Paso 3: Definición de estrategias de adquisición de información		58	
		4.1.3.1		Información secundaria		58	

4.1.1.1	Información primaria	60
4.2	FASE 2: ESTIMACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO	62
4.2.1	Paso 1: Estimar el régimen hidrológico en condiciones sin proyecto	62
4.2.1.1	Métodos de referencia	62
4.2.2	Paso 2: Calcular métricas de interés	64
4.2.2.1	Métricas de interés ecológico	64
4.2.2.2	Umbral asociados a la prestación de servicios ecosistémicos	66
4.2.3	Paso 3: Identificar y caracterizar los eventos de interés	66
4.2.4	Paso 4: Generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales	67
4.2.5	Paso 5: Identificar y caracterizar los eventos de interés ecológico para la serie alterada de caudales	68
4.2.6	Paso 6: Evaluar iterativamente la alteración del régimen hidrológico	68
4.2.6.1	Criterios adicionales para minimizar la alteración del régimen de caudales	69
4.2.7	Paso 7: Obtener la información hidrobiológica de línea base que servirá como referencia para el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales	70
4.2.7.1	Índices ecológicos	70
4.2.7.2	Estimación de idoneidad del hábitat para la comunidad íctica	71
4.2.7.3	Evaluación funcional	71
4.3	FASE 3: EVALUACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	71
4.3.1	Paso 1: Determinar la capacidad de asimilación del cuerpo de agua	71
4.3.2	Paso 2: Simular escenarios críticos	71
4.3.2.1	Identificación de criterios y objetivos de calidad de agua	71
4.3.2.2	Definición de escenarios críticos	72
4.3.3	Paso 3: Identificar impactos	72
4.4	FASE 4: SEGUIMIENTO A LA IMPLEMENTACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES	72
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
	ANEXO: METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE ÓPTIMO Y TOLERANCIA POR ESPECIE	77
	LISTA DE FIGURAS	
Figura 1	Funciones geomorfológicas y ecológicas que proveen diferentes niveles de flujo. Fuente: adaptado de Poff et al. (1997)	7
Figura 2	Elementos que componen el régimen natural de flujo en serie temporal de caudales observados en la Estación San Ignacio en el río Caquetá: a) variación intra-anual; b) variación interanual	9
Figura 3	Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de las Autoridades Ambientales. Notas: (*) Estos pasos no aplican en caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales; (**) En caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, este paso consiste en verificar la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en todo el cuerpo de agua	11
Figura 4	Fases desarrolladas en el Nivel 1 de la metodología	12
Figura 5	Diagrama de flujo para la aplicación del componente de análisis de funcionamiento ecológico	13
Figura 6	Diagrama de flujo para el desarrollo del componente de análisis de servicios ecosistémicos	16
Figura 7	Patrones fluviales característicos de ríos colombianos: a) rectos; b) sinuosos; c) trenzados; d) anastomosados. Fuente: Google Earth	18
Figura 8	Unidades espaciales propuestas para la clasificación geomorfológica de ríos. Adaptado de Bellelli et al. (2017)	19
Figura 9	Delimitación de segmentos por confluencias o nodos hidrológicos y/o sitios con cambios significativos de pendiente (nodos topográficos) – Tomada y modificada de Jiménez (2015)	21
Figura 10	Árbol de clasificación morfológica propuesta por Flores et al. (2006)	22
Figura 11	Ficha para la recolección y consolidación de información hidrométrica. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	29
Figura 12	Esquematización de sección transversal seca y batimétrica en el sitio de monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	29
Figura 13	Localización recomendada de secciones transversales en ríos trenzados. Modificada de Egozi y Ashmore (2008)	30
Figura 14	Localización recomendada de secciones transversales en sistemas escalón-pozo, o sistemas transicionales rápidas-pozo. H_s representa la altura de la calda, L_s la separación cresta a cresta, z la calda entre crestas y s la profundidad de socavación en el pozo	30
Figura 15	Localización recomendada de secciones transversales en sistemas de planicie	30
Figura 16	Definición de estaciones de registro de acuerdo con el objetivo del monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	31
Figura 17	Uso de muestras compuestas e integradas dependiendo del sitio de muestreo definido (condición de frontera o interna). Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	32
Figura 18	Esquematización del levantamiento integrado de información hidrométrica, fisicoquímica e hidrobiológica en inmediaciones de sitios de monitoreo establecidos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	33
Figura 19	Escenarios de disponibilidad de información hidrológica. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	34
Figura 20	Protocolo de modelación hidrológica. Adaptado de Dingman (2002)	36
Figura 21	Perfiles de flujo en un tramo de alta pendiente y visualización de barreras hidráulicas cuando el caudal alcanza la magnitud Q_{t-Q} . Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	39
Figura 22	Estructura del modelo MDLC (tomada y modificada de Camacho y Lees, 1999)	40
Figura 23	Aproximación al diagrama t-Q empleando experimentos con trazadores. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	40
Figura 24	Identificación de métrica Q_{t-Q} a partir diagramas tiempo caudal en sistemas de alta pendiente según Jiménez y Wohl (2013) y en sistemas de planicie de acuerdo con el modelo MDLC (Camacho y Lees, 1999)	40
Figura 25	Regionalización del caudal Q_{t-Q} como una función del área de cuenca y la pendiente del tramo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	41
Figura 26	Esquematización de la información hidrométrica disponible. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	41
Figura 27	Esquematización de las etapas requeridas para la estimación de las condiciones de banca llena en sitios o segmentos monitoreados. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	42
Figura 28	Esquematización de la geometría hidráulica hacia aguas abajo para el ancho de banca llena. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	42
Figura 29	Esquematización de la geometría hidráulica en la estación para el ancho de banca llena. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	43
Figura 30	Esquematización de eventos de interés hidrológico y ecológico (excesos y déficits) y caracterización de sus atributos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	43
Figura 31	Visualización de serie de tiempo de caudales y métricas definidas por los componentes ambientales del régimen Q_{t-Q} y Q_b , $Q_{max,T=15}$ y $Q_{min,T=10}$. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	44
Figura 32	Caudal de aprovechamiento mensual como un porcentaje P del caudal medio mensual. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	44
Figura 33	Prueba t para evaluar si la distribución de una métrica (duración, intensidad, magnitud) es significativamente diferente para dos escenarios diferentes. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	46
Figura 34	Régimen de caudales en condiciones naturales y alteradas: (a) Régimen de caudales medios en condición natural (cajas blancas) y luego del aprovechamiento máximos considerando el régimen de los componentes del régimen QBt; QT=15t; QT-Qt; QT=10t; (b) Curvas de duración en condición natural (azul) y luego del aprovechamiento máximos considerando el régimen de los componentes del régimen. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	46
Figura 35	Caudales ambientales y aprovechables promedio en un punto de la red de drenaje	46
Figura 36	Agrupación de sitios de monitoreo de acuerdo con el contexto hidro-morfológico del área de estudio. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	47
Figura 37	Valoración de la importancia de cada especie de acuerdo con su abundancia y biomasa. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	48
Figura 38	Selección de especies representativas o dominantes. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	48
Figura 39	Índice MHSI para diferentes factores de hábitat (oxígeno disuelto, profundidad máxima y profundidad de banca llena). Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	49
Figura 40	Distribución hipotética de una especie en función del caudal	50
Figura 41	Esquematización de la aplicación del factor de asimilación en la escala de tramo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	50
Figura 42	Evaluación de problemáticas de calidad y cantidad de agua en el área de estudio en relación con los caudales ambientales obtenidos de acuerdo con el componente ecológico e hidrológico. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	51
Figura 43	Esquematización de la consideración de criterios de calidad de agua, de acuerdo con los usos del agua que se identifiquen a partir de la información secundaria y la información hidrobiológica en sitios de monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	52
Figura 44	Perfiles de calidad de agua y de oferta hídrica disponible empleados para la verificación de problemáticas. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	52
Figura 45	Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de los usuarios, en el marco de procesos de licenciamiento. Notas: (*) Estos pasos no aplican en caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales; (**) En caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, este paso consiste en verificar la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en toda el área de influencia	54
Figura 46	Clasificación de proyectos utilizada para la delimitación del área de influencia	55
Figura 47	Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con retorno a pie de presa	55
Figura 48	Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con retorno con conducción	55
Figura 49	Tramo de estudio para un proyecto con regulación y con retorno a pie de presa	56
Figura 50	Tramo de estudio para un proyecto con regulación y con retorno con conducción	56
Figura 51	Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y sin trasvase	56
Figura 52	Tramo de estudio para un proyecto con regulación y sin trasvase	56
Figura 53	Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con trasvase	56
Figura 54	Tramo de estudio para un proyecto con regulación y con trasvase	57
Figura 55	Delimitación de segmentos por confluencias o nodos hidrológicos y/o sitios con cambios significativos de pendiente (nodos topográficos). Tomada y modificada de Jiménez (2015)	57
Figura 56	Definición de estaciones de registro de acuerdo con el objetivo del monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	61
Figura 57	Esquematización del levantamiento integrado de información hidrométrica, fisicoquímica e hidrobiológica en inmediaciones de sitios de monitoreo establecidos. Fuente: Minambiente-CORNARE, 2015	61
Figura 58	Protocolo de modelación hidrológica. Adaptado de Dingman (2002)	63
Figura 59	Esquematización de eventos de interés hidrológico y ecológico (excesos y déficits) y caracterización de sus atributos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	66
Figura 60	Visualización de serie de tiempo de caudales y métricas definidas por los componentes ambientales del régimen Q_{t-Q} y Q_b , $Q_{max,T=15}$ y $Q_{min,T=10}$. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	67
Figura 61	Caudal de aprovechamiento mensual como un porcentaje P del caudal medio mensual. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	67
Figura 62	Esquematización de eventos extremos de interés hidrológico y ecológico (excesos y déficits) y caracterización de sus atributos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015)	69

Figura 63 Ejemplo de la consolidación de condicionamientos orientados a la alteración mínima del régimen de caudales en un sitio específico en la red de drenaje del área de estudio. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).70

Figura 64 Esquemmatización de la consideración de criterios de calidad de agua, de acuerdo con los usos del agua que se identifiquen a partir de la información secundaria y la información hidrobiológica en sitios de monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).71

Figura 65 Perfiles de calidad de agua y de oferta hídrica disponible empleados para la verificación de problemáticas. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).72

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Algunas fuentes de información para la adquisición de modelos digitales de elevación.17

Tabla 2 Algunas consideraciones para la selección del tamaño de píxel o resolución de un modelo digital de elevación.17

Tabla 3 Consideraciones para la segmentación de redes de drenaje.21

Tabla 4 Esquemas de clasificación morfológica de corrientes que se basan en información geoespacial.22

Tabla 5 Umbrales de patrones de cauces no confinados (Adaptado de Beechie et al., 2006).22

Tabla 6 Características cualitativas de sistemas escalón-pozo.23

Tabla 7 Características cualitativas de sistemas de cascada.23

Tabla 8 Características cualitativas de sistemas de lecho plano.24

Tabla 9 Características cualitativas de sistemas pozo-cruce.24

Tabla 10 Características cualitativas de sistemas trenzados.25

Tabla 11 Características cualitativas de sistemas anastomosados y sistemas de dunas.25

Tabla 12 Síntesis de información básica requerida para la estimación y evaluación de caudales ambientales.26

Tabla 13 Variables hidrométricas requeridas, como mínimo, para cada sitio de monitoreo.29

Tabla 14 Variables fisicoquímicas y microbiológicas mínimas para análisis en sitios de monitoreo y vertimientos.32

Tabla 15 Variables hidrobiológicas sugeridas para análisis en sitios de monitoreo.33

Tabla 16 Componentes ambientales del régimen de caudales. Adaptada de Mathews y Richter (2007).38

Tabla 17 Relaciones empíricas para la estimación de tiempos de tránsito en la escala de tramo, en ríos de alta pendiente.39

Tabla 18 Ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena Q_B y por debajo de $Q_{Max_Tr=15}$44

Tabla 19 Literatura sugerida sobre citiofauna en Colombia.49

Tabla 20 Comunidades hidrobiológicas y algunos rasgos biológicos tenidos en cuenta para su análisis frente a alteración del flujo.50

Tabla 21 Usos del agua a los que hace referencia el Decreto 1076 de 2015.52

Tabla 22 Síntesis de información básica requerida para la estimación y evaluación de caudales ambientales.58

Tabla 23 Variables hidrométricas requeridas, como mínimo, para cada sitio de monitoreo.60

Tabla 24 Variables hidrobiológicas sugeridas para análisis en sitios de monitoreo.62

Tabla 25 Métricas discretas de integridad del hábitat sugeridas para la caracterización de la estructura física del hábitat y la estructura del flujo (régimen de caudales), en relación con el contexto morfológico y ecológico de la red de drenaje del área de estudio.65

Tabla 26 Ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena Q_B y por debajo de $Q_{Max_Tr=15}$67

Tabla 27 Ejemplo de separación y caracterización de la cantidad y duración (días) de los eventos de interés ecológico por debajo del umbral $Q_{Min_Tr=10}$70

INTRODUCCIÓN

El régimen natural de flujo puede ser considerado como la "variable maestra" que limita la distribución y abundancia de especies y regula la integridad ecológica en los sistemas fluviales, ya que condiciona características fisicoquímicas como la temperatura, geomorfología del cauce y diversidad de hábitats (Poff et al., 1997). En tal sentido, hay un consenso mundial en entender que los ecosistemas de agua dulce requieren un régimen de flujo variable, más allá de un valor mínimo, para mantener unos límites de sostenibilidad en su aprovechamiento (Richter, 2010). En ese contexto, el caudal ambiental es entendido en la actualidad como una herramienta fundamental para la armonización de la toma de decisiones frente a los usos del agua y la conservación de ecosistemas acuáticos y sus ecotonos (Magdalena, 2018).

En el marco del desarrollo de la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico – PNGIRH (MAVDT, 2010), se han reconocido los avances (Tharme, 2003; Poff et al., 2010; Poff et al., 2017; Arthington et al., 2018) y consensos mundiales frente al concepto de caudal ambiental (Declaración de Brisbane, 2007) y lo que se entiende por requerimientos ambientales de agua de manera genérica (Adams, 2012). Por ello, se avanzó en la definición de caudal ambiental que quedó incorporada en el Decreto 1076 de 2015 modificado por el Decreto 050 de 2018, en los siguientes términos: "*Volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos*". Dicha definición incorpora la dimensión de ecosistemas acuáticos en su amplitud, es decir, aplica a sistemas lénticos y lóticos, así como la dimensión integral de servicios ecosistémicos establecida en la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos – PNCIBSE (Minambiente, 2012).

Considerando lo anterior, el caudal ambiental en el contexto de la PNGIRH y la PNCIBSE permite orientar los límites de sostenibilidad para el aprovechamiento del recurso hídrico a escala regional, al ser incorporado en la estimación de la oferta hídrica disponible en el marco de instrumentos de planificación como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas – POMCA y los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH, así como en instrumentos de administración como las reglamentaciones del uso de las aguas y los permisos de concesión de aguas de acuerdo con lo establecido en el Decreto 1076 de 2015. Por otra parte, en el marco de los procesos de licenciamiento ambiental que así lo requieren, el análisis de la alteración del régimen de flujo contribuirá en las decisiones a que haya lugar en materia de impactos ambientales.

La presente metodología desarrolla el concepto de caudal ambiental mediante un enfoque orientado por la condición ecológica o el objetivo ambiental trazado por la Autoridad Ambiental para el cuerpo de agua en el que se tomarán decisiones para su aprovechamiento sostenible. Dentro del enfoque se incluyen criterios para la estimación cuantitativa del caudal ambiental y su evaluación a la luz de los servicios ecosistémicos que presta o prestará

el cuerpo de agua en las unidades de análisis básicas a dos escalas de trabajo diferentes: i) regional, para el caso de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico a ser implementados por la Autoridad Ambiental competente para la gestión integral del recurso hídrico; ii) local, para el caso de estudios de impacto ambiental donde se involucra la estimación del caudal ambiental desde un enfoque de análisis de la alteración del régimen de flujo y de los servicios ecosistémicos hacia aguas abajo del proyecto, obra o actividad. En ambos casos se involucran criterios hidrológicos, geomorfológicos, hidráulicos, de calidad del agua, ecológicos y de servicios ecosistémicos.

El presente documento consta de cuatro capítulos. En el primero, se presentan los antecedentes del proceso, el objeto y alcance. En el segundo, se presenta el enfoque conceptual y metodológico para la estimación y evaluación del caudal ambiental para el río Bogotá. En el tercero, se establecen los criterios mínimos a considerar para el desarrollo del enfoque metodológico en el caso de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico a ser implementados por la Autoridad Ambiental competente. En el cuarto, se establecen los criterios mínimos a considerar para el desarrollo del enfoque metodológico en el caso de estudios de impacto ambiental de actividades donde se requiere el análisis de la alteración del régimen de flujo. Finalmente, se presenta el listado de referencias bibliográficas citadas y un anexo.

1.1 ANTECEDENTES

La Resolución 865 de 2004 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MAVDT, introdujo el concepto de caudal ecológico, caudal mínimo, o caudal mínimo remanente como el caudal requerido para el sostenimiento del ecosistema, la flora y la fauna de una corriente de agua. Lo anterior, para efectos de la estimación del índice de escasez, el cual se utiliza en el cálculo de la tasa por utilización de agua. Allí se menciona que las Autoridades Ambientales escogerán entre los siguientes enfoques el que más se ajuste por condiciones de información disponible y de las características regionales particulares: hidrológicos, hidráulicos, de hábitat físico o el mínimo histórico utilizado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.

En el 2008, la Dirección de Licencias del MAVDT firmó con la Universidad Nacional de Colombia el Contrato No. C-0076-08, con el objeto de definir una metodología para la evaluación de caudales ambientales en proyectos objeto de licenciamiento ambiental. Los resultados de dicho proceso (UN y MAVDT, 2008) son el referente que la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales está considerando desde 2013, tras algunas modificaciones, para proyectos, obras o actividades objeto de licenciamiento ambiental en el cual se incorpora el caudal ambiental (ver ANLA, 2013b). Este enfoque involucra los siguientes componentes: hidrológico, hidráulico y de calidad de agua, socioeconómico y ecológico.

En el 2008, el mismo MAVDT realizó un estudio que consistió en obtener un análisis regional para la estimación de caudales ambientales; el cual se aplicó en la macrocuenca Magdalena-Cauca, utilizando como marco de referencia el enfoque denominado Límites Ecológicos de Alteración Hidrológica – ELOHA por sus siglas en inglés (Poff et al., 2010). El resultado del ejercicio evidenció la necesidad de evaluar y proponer criterios técnicos generales para la estimación de caudales ambientales a escala regional, aplicables en todo el territorio nacional.

En el 2010, con la adopción de la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico (MAVDT, 2010), se incorporó la necesidad de mantener unos caudales mínimos para el funcionamiento de los ecosistemas clave y los procesos hidrológicos de los que depende la oferta hídrica en el país. En concordancia con ello, en el entonces Decreto 3930 se definió el caudal ambiental como "*Volumen de agua necesario en términos de calidad, cantidad, duración y estacionalidad para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos y para el desarrollo de las actividades socioeconómicas de los usuarios aguas abajo de la fuente de la cual dependen tales ecosistemas*". Lo anterior porque el caudal ambiental se le descuenta a la oferta hídrica total a efectos de obtener la oferta hídrica disponible en la formulación del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH. Los criterios para la formulación de dicho instrumento se construyeron entre 2012 y 2014 obteniendo como resultado una versión publicada de Guía técnica (Minambiente, 2014). Allí se identificó la necesidad de establecer un enfoque metodológico para la estimación del caudal ambiental aplicable a dicho instrumento, teniendo en cuenta que su análisis es de escala regional.

En el 2014, el Minambiente contrató un estudio (INGETEC, 2014) para evaluar las metodologías presentes hasta la fecha y formular una propuesta metodológica ajustada para la estimación del caudal ambiental en Colombia con énfasis en proyectos de licenciamiento ambiental, así como identificar unas directrices generales para su aplicación a escala regional. En el marco de dicho proyecto, fue necesario plantear una estrategia de construcción de los soportes técnicos, de acuerdo con el estado del arte en la temática, con el fin de definir un enfoque de estimación del caudal ambiental en los instrumentos que lo requieren a escala regional para la gestión integral del recurso hídrico. Para ello se realizó un estudio piloto (Minambiente y CORNARE, 2016) en el que se analizaron cuerpos de agua con condiciones contrastantes desde el punto de vista del estado y presión sobre el recurso hídrico, para considerar diferentes dimensiones de prestación de servicios ecosistémicos desde un enfoque holístico para la estimación del caudal ambiental.

En el año 2018, por medio del Decreto 050, se modificó parcialmente el Decreto 1076 de 2015, incluyendo la definición de caudal ambiental (artículo 2.2.3.3.1.3 del Decreto 1076 de 2015). En línea con lo anterior, mediante las Resoluciones 751 y 958 de 2018 se adoptó la Guía técnica para la formulación de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico continental superficial (Minambiente, 2018), la cual establece que la estimación de la oferta hídrica total y disponible debe involucrar la estimación del caudal ambiental desde un enfoque holístico que considere los principales procesos hidrológicos que influyen en el comportamiento del régimen natural de flujo, así como sus principales características (magnitud, duración, frecuencia, tasa de cambio, momento de aplicación).

Considerando los anteriores antecedentes, el proceso de construcción de la presente metodología se realizó reconociendo los soportes de los enfoques aplicados a escala local para el licenciamiento ambiental obtenidos hasta 2014, así como los relacionados con la gestión integral del recurso hídrico desde las funciones propias de Autoridad Ambiental obtenidos hasta 2017.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

Establecer el enfoque metodológico y los criterios mínimos para la estimación y evaluación de caudales ambientales en el río Bogotá, en el marco del cálculo de la oferta hídrica disponible a escala regional, así como en procesos de licenciamiento ambiental que así lo requieran.

1.2.2 Objetivos específicos

- Establecer el alcance de la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá a escala regional, en el marco de los instrumentos de administración y planificación del recurso hídrico, así como en los procesos de licenciamiento ambiental a escala local.

- Definir el enfoque metodológico y los criterios mínimos para la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá, de acuerdo con el alcance de su aplicación a escala regional y local.
- Establecer los mecanismos de seguimiento a los caudales ambientales implementados, con el propósito de verificar las hipótesis de alteración hidrológica y ecológica según la escala de trabajo.

1.3 ALCANCE

La metodología establece el enfoque y los criterios mínimos para la estimación y evaluación del caudal ambiental en el río Bogotá a escala regional y local a partir de la definición incorporada en el Decreto 1076 de 2015, considerando los siguientes alcances:

- La estimación del caudal ambiental a escala regional, en el marco del cálculo de la oferta hídrica disponible, es competencia de la Autoridad Ambiental.
- La estimación del caudal ambiental a escala local les corresponde a los usuarios en el marco de la realización de los estudios de impacto ambiental en el proceso de licenciamiento de aquellos proyectos, obras o actividades que así lo requieren.

2 ENFOQUE CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

2.1 ENFOQUE CONCEPTUAL
Para efectos de la presente metodología, el caudal ambiental es el "volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos", de acuerdo con la definición contemplada en el Decreto 1076 de 2015 (artículo 2.2.3.3.1.3). Por ello, el enfoque adoptado está orientado a la identificación del régimen natural de flujo (Poff et al., 1997), el cual condiciona el estado de los ecosistemas acuáticos y los beneficios que estos prestan a los seres humanos, y orienta unos límites de sostenibilidad para su aprovechamiento (Richter, 2010), preservando o restaurando los principales atributos de dicho régimen. En cuerpos de agua en los que el régimen natural de flujo se encuentra alterado por acciones antrópicas en los que no se contemple la restauración, los servicios ecosistémicos que se prioricen definirán cuáles de los atributos es necesario tener en cuenta en la estimación, buscando como mínimo el mantenimiento de las condiciones actuales de prestación de servicios ecosistémicos. En tal sentido, la estimación de los caudales ambientales en un cuerpo de agua dependerá de cuál es el objetivo ambiental o la condición ecológica deseada para el mismo por parte de la Autoridad Ambiental competente.

El régimen natural de flujo puede ser considerado como la "variable maestra" que limita la distribución y abundancia de especies y regula la integridad ecológica en los sistemas fluviales, ya que condiciona características fisicoquímicas como la temperatura, geomorfología del cauce y diversidad de hábitats (Poff et al., 1997). En la Figura 1 se aprecia que tanto la vegetación riparia como el flujo base son alimentados por los niveles freáticos (A). Crecientes de diferente magnitud y frecuencia mantienen diversidad de la vegetación riparia y el hábitat acuático: pequeñas crecidas que transportan sedimentos finos mantienen la alta productividad bentónica y posibilitan hábitat para peces (B); crecientes intermedias inundan las terrazas bajas permitiendo el establecimiento de especies pioneras, además de acumular materia orgánica dentro del cauce ayudando a mantener su forma (C); grandes crecidas inundan terrazas aluviales permitiendo el establecimiento de especies de sucesión (D); inundaciones raras arrastran material que puede permitir el establecimiento de hábitat para diversas especies (E).

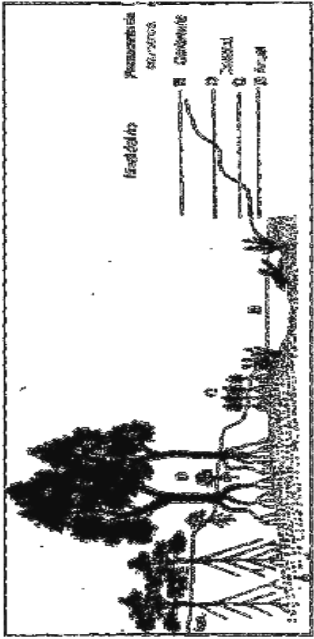


Figura 1 Funciones geomorfológicas y ecológicas que proveen diferentes niveles de flujo. Fuente: adaptado de Poff et al. (1997).

El régimen natural de flujo se ha asumido de manera pragmática como la variable más importante, ya que representa el marco que influencia el cómo las especies pueden persistir y adaptarse a cambios hidrológicos naturales o producidos por los humanos (Poff et al., 1997). Sin embargo, los cambios que se están produciendo en el comportamiento hidrológico por factores como el cambio global, cambios en las coberturas vegetales, crecimiento poblacional, incrementos en la demanda de agua, entre otros, imponen el reto de entender cómo los sistemas ecológicos responden a la dinámica de las variaciones hidrológicas donde eventos particulares actúan como agentes de disturbio críticos que pueden ejercer grandes o definitivos efectos sobre la estructura del hábitat y las poblaciones locales (Poff et al., 2017). Por ello, Poff et al. (2017) sugieren que, al igual que las métricas basadas en el régimen natural de flujo, también son importantes los patrones de secuencias de eventos hidrológicos extremos que pueden estar modificando los ecosistemas en nuevas vías.

Hay otros factores que también se reconocen como relevantes dentro del comportamiento de los ecosistemas acuáticos, como pueden ser las alteraciones del régimen natural de sedimentos (Wohl et al., 2015; García de Jalón et al., 2017) o del régimen térmico del cuerpo de agua (Olden y Naiman, 2010), así como la interacción de especies (Shenton et al., 2012). Considerando que factores como los anteriormente mencionados pueden estar limitados por la disponibilidad de información, un enfoque que considere las principales características del régimen natural de flujo dentro de una estratificación por tipologías de ríos con una cuidadosa escogencia de métricas ecológicas permitirá transferibilidad (Chen y Olden, 2018). Sin embargo, en los casos de pocos datos o inexistencia de los mismos respecto a las comunidades bióticas existentes por tipologías de ríos, una aproximación adecuada puede partir desde el estado hidro-morfológico del cuerpo de agua como una sombra del funcionamiento ecológico del mismo (Gurnell et al., 2016; Bellelli et al., 2017). Desde un enfoque hidro-morfológico se describen las características físicas de los ríos y los procesos que reflejan la inseparable asociación entre geoformas fluviales y flujos de agua y sedimentos (Elosegi et al., 2010). Desde dicho enfoque se podrá ir

mejorando la toma de decisiones sobre la base del establecimiento de una línea base y un programa de monitoreo que permita conocer de una mejor manera las relaciones de la hidro-morfología con la ecología de los sistemas fluviales del país.

El enfoque adoptado en esta metodología abandona la aproximación tradicional de "extraer hasta dejar un mínimo" (Postel y Richter, 2003), que sólo aborda un aspecto del régimen (magnitud: como un caudal mínimo, generalmente constante a lo largo del año) y que desconoce la dinámica natural de los ecosistemas acuáticos. En tal sentido, se reconoce que el caudal ambiental es un régimen de caudales o niveles con sus respectivos atributos ecológicamente relevantes, requeridos para soportar y/o regular los procesos físicos, químicos y biológicos que sostienen la biodiversidad y su prestación de servicios ecosistémicos desde un objetivo ambiental o condición ecológica que la Autoridad Ambiental competente defina.

2.1.1 Objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua

La estimación de caudal ambiental se realiza sobre la base del conocimiento del cuerpo de agua, con el fin de mantener o alcanzar unos servicios ecosistémicos en el marco de las medidas de gestión integral del recurso hídrico en su cuenca hidrográfica. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los humanos perciben de los ecosistemas, los cuales se agrupan en cuatro categorías: soporte, regulación, aprovisionamiento y culturales (Minambiente, 2012). En el caso de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, éstos se relacionan con estrategias ambientales para el logro de la preservación o restauración del régimen natural de flujo. En el caso de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, éstos se relacionan con los principales usos para el abastecimiento de las demandas de los diferentes sectores usuarios incluidos aquellos usos relacionados con la percepción, recreación, ritos o pagos.

Lo anterior se relaciona con los objetivos ambientales o la condición ecológica del cuerpo de agua definidos por la Autoridad Ambiental en el marco de los instrumentos de planificación o administración del recurso hídrico existentes, que tienen una intrínseca relación con los usos actuales y potenciales del agua, los cuales pueden ser la preservación de flora y fauna (preservando o restaurando los ciclos biológicos de las especies acuáticas o de la ribera), agua para consumo humano y doméstico, agrícola, pecuario, recreativo, industrial, estético y demás usos percibidos por los humanos (al respecto ver artículos 2.2.3.2.7.1., 2.2.3.2.7.6. y 2.2.3.3.2.1. del Decreto 1076 de 2015).

En esta metodología la condición ecológica se entiende como la valoración sobre el estado de la integridad del ecosistema acuático. La integridad se entiende como la capacidad que tiene un sistema y sus componentes de sostener y mantener el rango completo de procesos y funciones ecológicas que son esenciales para el sustento de la biodiversidad y de los servicios provistos para la sociedad (Fotemersch et al., 2015). Dicha valoración es multidimensional, de manera que considera funciones clave como la regulación hídrica, de las condiciones fisicoquímicas del agua y de los sedimentos, la conectividad hidrológica y la provisión de hábitat, y se puede abordar a partir de la valoración de los principales agentes de alteración de origen antrópico (Fotemersch et al., 2015). El conocimiento de la integridad del cuerpo de agua puede obtenerse, entre otras fuentes, de los instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico, siendo un punto de partida los usos actuales y potenciales y las prioridades frente a la preservación, restauración o mantenimiento de unos usos en particular. Como criterios orientadores, pueden considerarse los establecidos para identificar si el régimen natural de flujo está alterado o no (ver numeral 2.1.4).

Para el establecimiento del objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua se deberán tener en cuenta los objetivos contenidos en instrumentos de planificación del recurso hídrico en los que se contemplen escenarios futuros para el cuerpo de agua. Particularmente, se deberán considerar los servicios ecosistémicos que se hayan priorizado en instrumentos de escala regional como los Planes Estratégicos de la Macrocuenca, o los usos y objetivos de calidad establecidos para el corto, mediano o largo plazo en instrumentos como el PORH. En caso de no contar con ninguno de dichos instrumentos para un cuerpo de agua en particular, la Autoridad Ambiental deberá definir el objetivo ambiental a partir de los usos del agua actuales y potenciales.

Es importante aclarar que, si bien el objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua está asociado a la prestación de algún (o algunos) servicio (s) ecosistémico (s) en particular, dicho objetivo no implica la prohibición de la prestación de servicios ecosistémicos diferentes a los priorizados en cada tramo del cuerpo de agua. En otras palabras, la priorización de un servicio ecosistémico implica que el objetivo ambiental corresponde al mantenimiento del régimen de caudales requerido para la prestación del mismo, permitiendo la prestación de servicios ecosistémicos diferentes al priorizado en el tramo, siempre que dicha prestación no genere alteración en los atributos del régimen requeridos para el cumplimiento del objetivo definido. Asimismo, la Autoridad Ambiental deberá realizar el análisis a escala regional, con el fin de verificar que el régimen requerido para el cumplimiento del objetivo ambiental de cada tramo no vaya en contravía con la prestación de servicios ecosistémicos priorizados en los tramos siguientes, y tomar las decisiones a que haya lugar.

El establecimiento del objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua orienta el proceso de estimación y seguimiento a los caudales ambientales en el marco de las competencias de las Autoridades Ambientales a escala regional. Para el caso de estimación de caudales ambientales a escala local, en el marco de procesos de licenciamiento, dicha estimación está orientada a determinar la alteración sobre el régimen hidrológico en condiciones actuales.

Una vez se estime y evalúe la propuesta de caudales ambientales en el cuerpo de agua a la luz de los objetivos ambientales o condición ecológica considerando los servicios ecosistémicos actuales y potenciales, la Autoridad Ambiental identificará las medidas de gestión a que haya lugar para lograr el cumplimiento de los mismos, incluyendo las acciones complementarias no propias del caudal ambiental (e.g. cambios en coberturas vegetales, contaminación puntual o difusa, sobreexplotación del recurso hídrico superficial o subterráneo), las cuales pueden tener respuesta desde los instrumentos de gestión ambiental existentes.

2.1.2 Componentes del régimen natural de flujo

De acuerdo con Poff et al. (1997), existen cinco componentes esenciales del régimen natural de flujo que regulan los procesos ecológicos en ecosistemas acuáticos (magnitud, frecuencia, duración, momento de aplicación o de ocurrencia y tasa de cambio como se ejemplifica en la Figura 2) y la base para evaluar las consecuencias de su alteración en cualquier contexto hidroclimático (Bunn y Arthington, 2002; Lytle y Poff, 2004).

En la Figura 2 se representan a manera de ejemplo los cinco componentes esenciales en una serie temporal de caudales observados en la Estación San Ignacio en el río Caguján. En ésta se observa dentro de la variación intra-anual la magnitud de caudales (altos, bajos, transición) con una duración, momento de aplicación o de ocurrencia (mes del año en que ocurre), tasa de cambio (velocidad del cambio de magnitudes en un momento determinado), así como la frecuencia de ocurrencia de caudales extremos a escalas de variación interanual (años a décadas).

Los anteriores componentes se utilizarán para caracterizar el régimen hidrológico y considerar eventos específicos que son importantes para la biota y el funcionamiento ecológico de los ecosistemas acuáticos continentales. A través de la definición del rango de caudales, en términos de estas

características ecológicamente relevantes, se tiene un medio explícito para cuantificar las consecuencias hidrológicas y ecológicas asociadas a las actividades humanas que modifican uno o más de dichos componentes del régimen natural de flujo (Poff et al., 1997).

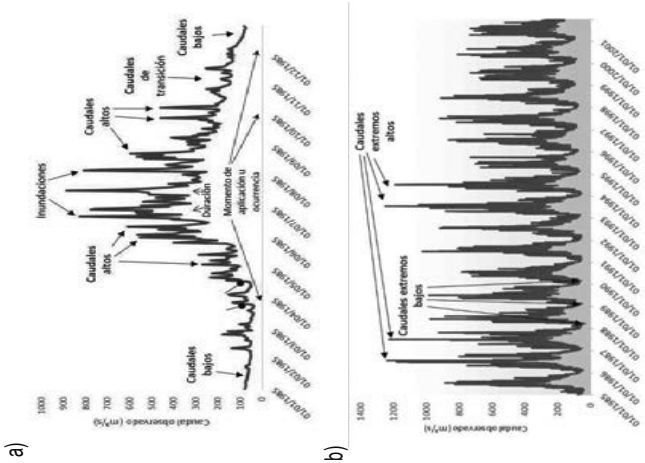


Figura 2 Elementos que componen el régimen natural de flujo en serie temporal de caudales observados en la Estación San Ignacio en el río Caguan: a) variación intra-anual; b) variación interanual.

A continuación, se presenta una descripción de los cinco componentes esenciales del régimen natural de flujo desde las definiciones dadas en Poff et al. (1997), Arthington (2012) y OMI y UNESCO (2012). En el numeral 2.1.3 se relaciona brevemente el rol del régimen natural de flujo y la biota.

2.1.2.1 Magnitud
Este componente se refiere a la cantidad de agua en un intervalo de tiempo específico que discurre por un punto o se acumula en un área en particular. Puede ser expresado en m³/s, m³/día, m³/mes, millones de m³/año, etc. La magnitud puede referirse a todo el caudal que transita en un cuerpo lótico, al volumen que está presente en un cuerpo léntico en un momento particular, o a la cantidad relativa de agua requerida para mantener una propiedad específica de dichos cuerpos de agua. Ejemplo de ello puede ser el caudal o volumen necesario para proveer una profundidad adecuada con el propósito de mantener el paso o movimiento de peces o el transporte de sedimentos, materia orgánica y nutrientes, descubrir playas y lechos para la formación del hábitat preciso para la reproducción de ciertas especies, para inundar una zona de planicie o conectar un sistema lótico con otros cuerpos de agua (e.g. ríos, ciénagas, sistemas estuáricos) y mantener la funcionalidad de sus rondas hídricas. Los caudales y volúmenes mínimos, máximos, medios y de transición varían de acuerdo con las características climáticas regionales (e.g. régimen de temperaturas, humedad, precipitación), así como con el tamaño de la cuenca o área de drenaje aferente y sus propiedades biogeofísicas (e.g. geología, suelos, geomorfología, coberturas de la tierra).

2.1.2.2 Frecuencia de ocurrencia
Este componente hace referencia al número de veces, a lo largo de un determinado período de tiempo, que puede producirse una magnitud de caudal o elevación del agua que supere un umbral dado de magnitud. La frecuencia de ocurrencia está inversamente relacionada con la magnitud. A mayor magnitud menor frecuencia de ocurrencia y viceversa. Asociado a dicha componente está el concepto de período de retorno, el cual es el intervalo de tiempo medio a largo plazo transcurrido entre un fenómeno hidrológico y otro de igual o mayor magnitud. La frecuencia de ocurrencia determina aspectos como la presentación de inundaciones, qué tan seguido puede ocurrir el desove de los peces, y cada cuánto la vegetación riparia florece y se reproduce.

2.1.2.3 Duración
La duración es el período de tiempo asociado con una condición específica del flujo, como por ejemplo aquellas crecientes que inundan una planicie durante semanas o estiajes que duran desde días a meses. Desde el punto de vista ecológico, es importante conocer el número de días o meses consecutivos en los que una condición particular de caudal o volumen persiste, incluyendo los casos cuando no hay agua en el cauce – lo cual es necesario para caracterizar el régimen natural de cuerpos de agua intermitentes y efímeros. La duración regula los tiempos en los cuales las comunidades biológicas pueden reproducirse, desovar o transportarse, asimismo permite que se presenten las condiciones físicas del hábitat requeridas para ello; en otros casos, la duración regula la competencia entre especies, manteniendo la supervivencia de comunidades biológicas nativas y controlando el crecimiento de poblaciones de especies invasoras e introducidas.

2.1.2.4 Momento de aplicación o de ocurrencia
El momento de aplicación hace referencia al mes o temporada en un año hidrológico, en el cual una magnitud tiene una alta probabilidad de ocurrir. Por ejemplo, en la zona andina colombiana es muy probable que ocurran caudales altos en los meses de abril-mayo y octubre-noviembre, así como caudales bajos en los meses de diciembre a febrero y de junio a agosto (estas condiciones pueden variar en casos particularidades, dependiendo del efecto de eventos macroclimáticos, alteraciones al régimen, entre otros aspectos). Desde el punto de vista ecológico, esas magnitudes en esos períodos específicos son las señales físicas para la migración, reproducción o desove de peces.

Tasa de cambio

La tasa de cambio se refiere al ritmo o velocidad con el cual un caudal o volumen cambia de una magnitud a otra. Los sistemas de alta montaña y transición con cambios de pendiente abruptos o pérdida de confinamiento generan comportamientos torrenciales en los que existen tasas elevadas de aumento de caudal o nivel (y en ocasiones de descenso) entre minutos y horas, mientras que sistemas con cambios de pendientes graduales (en general sistemas de llanura) presentan patrones de flujo relativamente uniformes, en donde, si llega a suceder algún cambio, éste ocurre de forma lenta de horas a días. La morfología de los cuerpos de agua, así como la estructura, composición y funcionamiento ecológico de los ecosistemas acuáticos se han ajustado a las tasas de cambio como las descritas. La alteración de este componente puede, por ejemplo, someter las orillas de los cauces a ciclos de humedecimiento y secado que desencadenan procesos de inestabilidad de taludes y de remoción en masa, o de cambios significativos en la dinámica y geomorfología fluvial (e.g. formación o desaparición de islas y barras), lo cual tiene consecuencias importantes sobre la formación de hábitats disponibles para el normal desarrollo de las comunidades biológicas adaptadas al ecosistema acuático.

2.1.3 Régimen natural de flujo y su rol en los ecosistemas acuáticos

La relación entre el régimen natural de flujo y la biota en ecosistemas acuáticos y sus ecotonos ha sido ampliamente estudiada a nivel mundial (e.g. Poff et al., 1997; Naiman et al., 2005; Poff et al., 2017; Arthington et al., 2018), de tal forma que el régimen de caudal ha moldeado el comportamiento, fenología e interacciones entre las especies desde una perspectiva evolutiva. Por otro lado, desde el punto de vista ecológico estos eventos han sido los encargados de regular las densidades de las poblaciones, la disponibilidad de los recursos, entre otras (Poff, 1992). El régimen natural de flujo regula una serie de factores de los ecosistemas acuáticos como los sedimentos, concentración de iones, temperatura, hábitat, entre otros, que son los encargados de disparar en los organismos los mecanismos de respuesta de adaptaciones fisiológicas, cambios morfológicos y de comportamiento (Leland, 2003; Franklin et al., 2008; Rits et al., 2008).

En tal sentido, la sincronización entre el régimen natural de flujo y las historias de vida de los organismos es crucial, ya que cualquier alteración antrópica implica cambios en el comportamiento y ciclo biológico de las especies a largo plazo, facilita la llegada y dispersión de especies introducidas o invasoras, reducción o pérdida de biodiversidad y de los servicios ecosistémicos relacionados con el aprovisionamiento y valores culturales (e.g. la pesca, asociada a la seguridad alimentaria) (Lytle y Poff, 2004). En Colombia se pueden ilustrar algunos ejemplos de lo anterior. Se ha documentado que el patrón de migración de los peces potamódromos de la cuenca del río Magdalena, en particular de la especie *Prochilodus magdalenae* (bocachico), incluye un recorrido extenso de aproximadamente 1223 km en 22 días, tiempo en el cual hay momento de reproducción y desove en dos periodos al año conocido como subienda o mitaca (López-Casas et al., 2016). En el mismo sentido, otros organismos presentan otro tipo de comportamientos sincronizados tal como patrones de emergencia en insectos acuáticos (Molina & Puliafico, 2016), estados de sucesión, patrones de floración, cambios en el metabolismo y fotosíntesis en los bosques de várzea e igapó de la Amazonia (Worbes et al., 1992).

Por otro lado, los rasgos biológicos corresponden a las características morfológicas, fisiológicas o ecológicas que confieren a una especie “adaptabilidad” al hábitat ocupado (Statzner et al., 2001). En este sentido, los rasgos han sido el resultado de los filtros ambientales que han operado a diferentes escalas espaciales y temporales. De tal forma, el conjunto de rasgos ha sido clasificado en categorías funcionales que agrupan diferentes especies que responden de la misma forma a un mismo gradiente ambiental (Poff et al., 2006). Por lo tanto, es de esperar que para el régimen del caudal y sus componentes físicos un grupo de especies agrupados por su funcionalidad respondan de manera similar. Una revisión extensa de la relación entre los rasgos en insectos acuáticos y el régimen de flujo se puede consultar en Statzner y Bêche (2010).

En el desarrollo de la presente metodología, la biota acuática o información hidrobiológica requerida para cumplir con los objetivos propuestos de caudal ambiental está enfocada hacia la caracterización (línea base) y el seguimiento frente al comportamiento de las hipótesis de partida de las relaciones hidro-morfológicas y ecológicas, así como a los cambios que ocurran en alguna de las variables consideradas en la condición de referencia o la identificación en el monitoreo de alguna especie y sus requerimientos de disponibilidad y calidad de hábitat.

2.1.4 Régimen alterado de flujo

Para la estimación del caudal ambiental en cuerpos de agua donde se requiere preservar los componentes esenciales del régimen natural, dada su influencia en la salud de los ecosistemas acuáticos y sus rondas hídricas, se deberá partir de una condición de referencia previa a la alteración. Tal condición de referencia, o de línea base, se refiere a las condiciones de flujo mínimamente alteradas (Poff et al., 2010). En contraposición, las condiciones de régimen de flujo alterado están asociadas a los efectos que, sobre el mismo, causan las actividades antrópicas de manera directa (e.g. infraestructuras hidráulicas) o indirecta (e.g. cambios en las coberturas vegetales o usos de la tierra). Cuando se cumpla, al menos, alguno de los siguientes criterios se considerará que el régimen de flujo está alterado:

- El porcentaje de cuenca controlada por uno o varios embalses es mayor al 10% de la cuenca vertiente al área de estudio; o el volumen útil de uno o varios embalses es mayor al 10% del volumen del hidrograma de la creciente con período de retorno de 10 años (adaptado de MARM, 2011).
- Valores mayores o iguales a dos (2%) del índice denominado “grado de regulación” (DOR por sus siglas en inglés de “degree of regulation”) de acuerdo con Lehner et al. (2011).
- Cuenclas hidrográficas en las que los índices de fragmentación (RFI por sus siglas en inglés de “river fragmentation index”) y regulación (RRI por sus siglas en inglés de “river regulation index”) son fuertes y severos de acuerdo con Gril et al. (2015).
- Que alguno de los indicadores de alteración hidrológica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1996, 1997, 1998) sea mayor al 40% (ver criterio establecido para el Reino Unido en Holmes et al., 2007).
- La cuenca hidrográfica se ha impermeabilizado en más de un 20% de su área de drenaje (ver UK TAG, 2008).
- En caso de existencia de hidroeléctricas que el índice de alteración del régimen hidrológico IAH utilizado en Chile (SEA, 2016) sea mayor al 50%.

En caso de encontrarse un régimen alterado de flujo, bajo al menos las anteriores consideraciones, y cuando se haya tomado la decisión de restaurar alguno o todos los componentes fundamentales del régimen natural de flujo, es necesario simular dicho régimen (“re-naturalizarlo”) a través de la eliminación de la infraestructura hidráulica que esté fragmentando y/o regulando el flujo (e.g. presas, grandes captaciones, jarillones, diques). Igualmente, el modelo hidrológico de la cuenca hidrográfica de estudio debe reflejar las condiciones de referencia de menor alteración de las coberturas naturales (e.g. ajustando los parámetros del modelo relacionados con capacidad de infiltración, intercepción vegetal, propagación de la escorrentía). A partir de dicha condición de referencia se establecerán los componentes del régimen de flujo requeridos para restaurar los atributos

ecosistemas planteados como objetivo (e.g. restaurar las condiciones de hábitat para biota de interés como por ejemplo especies de peces o vegetación riparia en alguna categoría de amenaza o endémicas). Si la decisión no es restaurar ninguno de los atributos del régimen y mantener unos servicios ecosistémicos prioritarios de aprovisionamiento o culturales, dicha decisión orientará las características a ser tenidas en cuenta para la estimación del caudal ambiental y no será necesario tener una condición de referencia sino la condición de régimen alterado de flujo.

2.2 ENFOQUE METODOLÓGICO

La estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental a escala regional por parte de la Autoridad Ambiental competente está constituida por dos niveles de implementación, los cuales se han denominado como *Estimación y Gestión* (ver Figura 3). Para el caso particular de proyectos objeto de licenciamiento ambiental que requieren estimar el caudal ambiental, la estructura metodológica se describe en detalle en el Capítulo 4. La metodología propuesta parte de la priorización, sobre la base de considerar aquellos cuerpos de agua que por su objeto ambiental o condición ecológica requieren preservar o restaurar los componentes del régimen natural de flujo para el logro de su aprovechamiento dentro de unos límites de sostenibilidad.

El nivel de *Estimación* (nivel 1) está compuesto por cuatro fases:

- Fase 1: Levantamiento de información y caracterización del cuerpo de agua.
- Fase 2: Estimación del régimen de caudal ambiental, considerando el funcionamiento ecológico (hidrología y ecología) o el servicio ecosistémico de mayor condicionamiento.
- Fase 3: Evaluación del régimen de caudal ambiental, considerando servicios ecosistémicos (calidad del agua y bienestar humano).
- Fase 4: Seguimiento a la implementación del régimen de caudales ambientales.

El caudal ambiental se obtiene como resultado de la Fase 2, en donde se integran aspectos hidrológicos, geomorfológicos, hidráulicos y ecológicos del cuerpo de agua así como de prestación de servicios ecosistémicos, mientras que la Fase 3 tiene como propósito principal aportar insumos para identificar las medidas de gestión ambiental requeridas para alcanzar o mantener el caudal ambiental calculado previamente¹.

El nivel de *Gestión* (nivel 2) se desarrolla a partir de los resultados obtenidos en el nivel 1 durante la fase de evaluación de *servicios ecosistémicos*, con lo cual se determinan los lineamientos para la gestión ambiental que deben ser considerados en los instrumentos de planificación y administración de los recursos naturales renovables que involucren el recurso hídrico superficial.

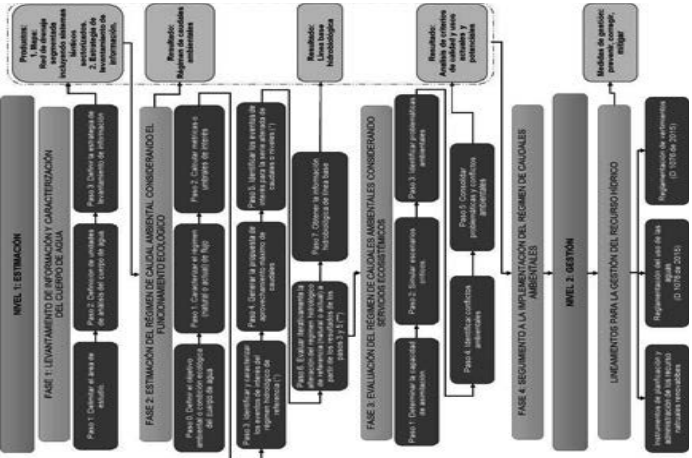


Figura 3 Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de las Autoridades Ambientales.
Notas: (*) Estos pasos no aplican en caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales; (**) En caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, este paso consiste en verificar la prestación de los servicios ecosistémicos prioritarios en todo el cuerpo de agua.

2.2.1 NIVEL 1: ESTIMACIÓN

El nivel 1 se desarrolla a través de las cuatro fases que se ilustran en la Figura 4.

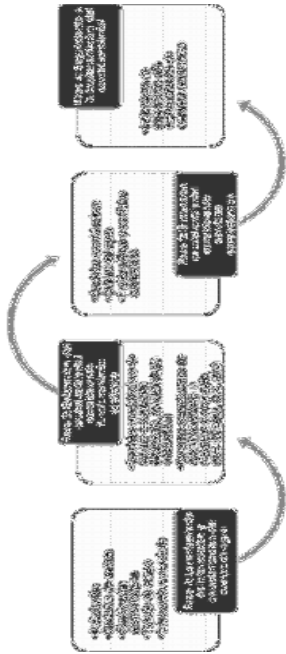


Figura 4 Fases desarrolladas en el Nivel 1 de la metodología.

2.2.1.1 Fase 1: Levantamiento de información y caracterización del cuerpo de agua

Los pasos que se deben llevar a cabo en esta fase son los siguientes:

Paso 1: Delimitar el área de estudio. La delimitación del área de estudio deberá representarse en un mapa de acuerdo con las escalas de trabajo establecidas para los niveles de la estructura hidrográfica para la planificación y manejo del recurso hídrico a los que se refiere el Decreto 1076 de 2015. Como mínimo la escala 1:25.000 de los POMCA (Minambiente, 2013b). Es importante resaltar que estimación del caudal ambiental se realiza sobre los cuerpos de agua, incorporando un análisis a nivel de cuenca hidrográfica. En la sección 3.1 del presente documento se desarrolla con mayor detalle la metodología para la delimitación del área de estudio.

Paso 2: Definir unidades de análisis del cuerpo de agua, de forma tal que se indiquen preliminarmente las principales funciones ecológicas que podrían ocurrir. En este paso deben tenerse en cuenta los siguientes aspectos:

- Para el caso de cuerpos de agua lóticos, a partir del modelo digital de elevación – MDE, es posible segmentar la red de drenaje identificando nodos de confluencia y nodos topográficos que representan barreras (presas/diques, caídas, etc.) para el tránsito de peces y para el transporte de sedimentos, materia orgánica y nutrientes. Los segmentos que serán clasificados geomorfológicamente son aquellos segmentos acotados por dos nodos hidrológicos y/o topográficos. A partir del MDE, a cada segmento se le asignan características morfométricas, como el área aferente y la pendiente longitudinal, con las cuales se puede llevar a cabo su clasificación geomorfológica (e.g. limitado por suministro o por transporte, trezado, duna-cruce, anastomosado, etc.). Una vez se hace dicha clasificación, se pueden identificar preliminarmente las funciones ecológicas basadas en la descripción cualitativa de cada segmento. En la sección 3.1.2 del presente documento se describen en detalle los métodos de referencia propuestos para realizar la definición de unidades de análisis del cuerpo de agua.

- Para el caso de cuerpos lénticos, se debe acudir a información batimétrica y de sensores remotos para hacer su caracterización geomorfológica y ecológica preliminar. La caracterización geomorfológica de cuerpos de agua lénticos debe tener en cuenta atributos morfológicos e hidrológicos que permitan ser monitoreados para hacer seguimiento a los eventuales impactos que se puedan presentar como consecuencia de intervenciones de origen antrópico (Brinson et al., 1997). En este caso, se deberán utilizar técnicas disponibles en la literatura técnica especializada para la clasificación hidro-morfológica de los cuerpos lénticos bajo estudio (e.g. Brinson, 1993; Smith et al., 1995; Brinson et al., 1997).

De manera complementaria, es válido llevar a cabo la clasificación geomorfológica de cada segmento utilizando diferentes criterios o índices en función de la disponibilidad de información, el tipo de cuerpo de agua estudiado (lótico o lénico) y la escala de trabajo. De cualquier forma, el objetivo de la clasificación geomorfológica es facilitar la identificación de las funciones ecológicas vinculadas al régimen natural de flujo o la respuesta ecológica esperada frente a la alteración del régimen de caudales o niveles.

Paso 3: Definir la estrategia de levantamiento de información, de manera que se maximice el aprovechamiento de los datos y recursos disponibles. Este paso se explica detalladamente en el numeral 3.1.3 (Criterios y métodos para el desarrollo del nivel 1) y corresponde al conjunto de actividades que se deben llevar a cabo antes del cálculo del régimen de caudales ambientales.

2.2.1.2 Fase 2: Estimación del caudal ambiental considerando el funcionamiento ecológico

Como resultado de esta fase, se determina el rango de variabilidad del régimen de caudales requerido para mantener la salud de los ecosistemas acuáticos, obteniendo así el régimen de caudales ambientales. Los pasos que se deben seguir se representan esquemáticamente en la Figura 5, indicando igualmente los resultados esperados al final de cada paso. Los métodos de referencia correspondientes se explican con mayor detalle en la sección 3.2.

Es importante mencionar que la variable fundamental para el caso de cuerpos de agua lóticos es el caudal, mientras que para los cuerpos de agua lénticos es el nivel o volumen. Por lo tanto, cada vez que se haga referencia a series de caudal, entiéndase que corresponde a arroyos, quebradas o ríos, mientras que las series de nivel o volumen hacen referencia a cuerpos de agua como lagos, lagunas, embalses, ciénagas o sistemas de agua con aguas relativamente quietas (lénticos) en general. No obstante, debe tenerse en cuenta que el análisis de los cuerpos de agua lénticos es integral, por lo que se deben considerar los principales cuerpos lóticos aferentes (Yang y Mao, 2011).

Adicionalmente, se resalta que el proceso de estimación del régimen de caudales ambientales incluye la evaluación iterativa de los eventos de interés ecológico identificados para la serie de referencia y para la serie alterada de caudales. La identificación de dichos eventos parte de la estimación de una serie de métricas de interés ecológico que permiten identificar eventos, de déficit y de exceso, de importancia para el cumplimiento del objetivo ambiental o la condición ecológica del cuerpo de agua cuando la prioridad son servicios ecosistémicos de soporte o regulación². En la presente metodología se proponen cuatro métricas de interés ecológico (ver sección 3.2.3 del presente documento): dos hidrológicas y dos hidro-morfométricas, las cuales han sido aplicadas y probadas para cuerpos de agua lóticos (Minambiente – CORNARE, 2016). Dichas métricas son la hipótesis de partida

² En los casos es los que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, los umbrales a utilizar corresponden a los caudales requeridos para el mantenimiento de dichos servicios ecosistémicos hacia aguas abajo.

de mantenimiento de conectividad longitudinal (del cuerpo de agua a lo largo de la red de drenaje), transversal (del cuerpo de agua con su ronda hídrica) y vertical (del mantenimiento de la conectividad hidráulica del cuerpo de agua superficial y los acuíferos si es el caso). Sin embargo, si existe alguna especie (o especies) de interés particular, deben considerarse las métricas o variables más adecuadas para la caracterización de la disponibilidad y calidad de hábitat por unidades morfológicas (e.g. perímetro mojado en caso de macroinvertebrados o si es fauna íctica por ejemplo velocidad, profundidad, esfuerzo de corte o el ancho del río).

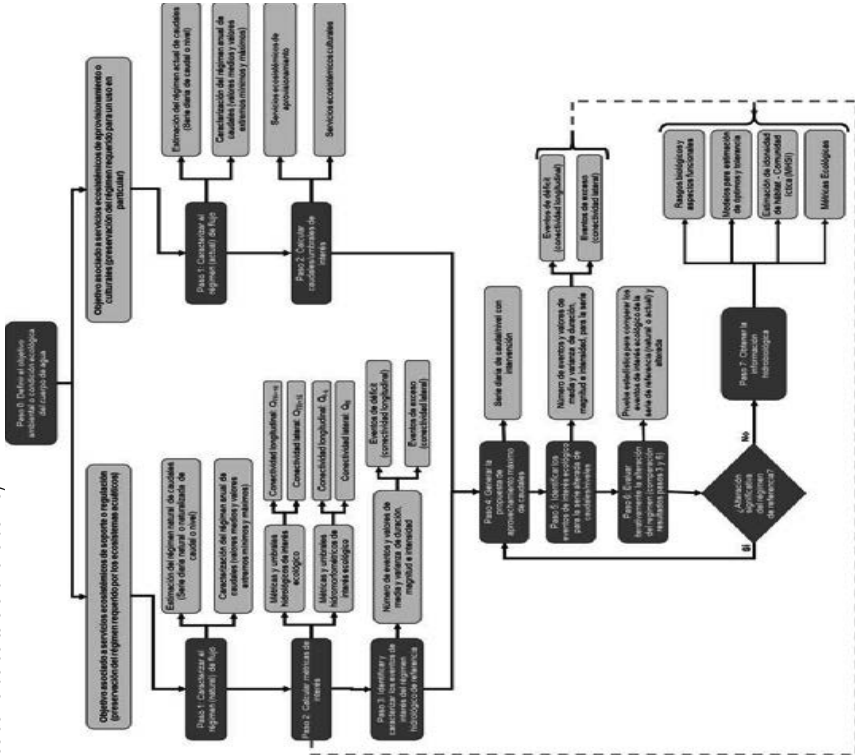


Figura 5 Diagrama de flujo para la aplicación del componente de análisis de funcionamiento ecológico.

Para el caso de cuerpos de agua lénticos, la selección de las métricas hidro-morfométricas de interés ecológico debe tener en cuenta la batimetría y la morfología del cuerpo de agua, así como las posibles condiciones de pérdida de conectividad con sistemas lénticos. Se deberán considerar las particularidades de cada caso, y en función de ello aplicar índices, métodos o fórmulas que respondan a la finalidad de cada uno de los pasos presentados en esta metodología (por ejemplo, la evaluación de la conectividad espacial del ecosistema acuático dentro del sistema fluvial al que pertenece).

A continuación, se describe de forma general el desarrollo metodológico de la fase 2:

Paso 0: Definir el objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua. Una vez finalizada la fase de levantamiento de información y caracterización del cuerpo de agua, la Autoridad Ambiental deberá consolidar la información recopilada y establecer el objetivo ambiental o la condición ecológica que se pretende alcanzar en el cuerpo de agua. Para esto, se deberán tener en cuenta las consideraciones descritas en la sección 2.1.1 del presente documento.

Paso 1: Caracterizar el régimen (natural o actual) de flujo. El régimen de flujo de referencia dependerá del objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua. Si dicho objetivo corresponde con la prestación de servicios ecosistémicos asociados a soporte o regulación, se deberá caracterizar el régimen natural de flujo, mientras que si dicho objetivo está asociado con servicios ecosistémicos culturales o de aprovisionamiento, la caracterización se deberá realizar considerando la oferta hídrica total en condiciones actuales de alteración y las métricas correspondientes con los usos que se tengan como prioridades partiendo de lo más o lo menos restrictivo.

El punto de partida son las series históricas observadas. En caso de presentarse un régimen alterado (ver numeral 2.1.4) y un objetivo asociado con la prestación de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, la serie debe restaurarse (re-naturalizarse) a una condición de referencia en lo posible previa a las mayores alteraciones. Considerando que en general se requiere tener series diarias de mínimo 15 años de longitud para mantener la integridad estadística (Kennard et al., 2010) y a lo largo de la red de drenaje, en la mayoría de los casos es necesario seleccionar e implementar las técnicas hidrográficas más idóneas en función de la disponibilidad de información y de las características de la cuenca hidrográfica correspondiente (geología, coberturas de vegetación, tipos de suelo, condiciones hidro-climáticas, etc.). Una vez se tiene la serie de caudales diarios a lo largo de la red de drenaje se deberá identificar la variabilidad interanual considerando los posibles fenómenos macro-climáticos que afecten la respuesta hidrográfica y por ende existan años hidrográficos diferenciables (húmedos, promedio, secos).

Paso 2: Calcular métricas o umbrales de interés. En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para la prestación de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, se deben desarrollar las siguientes actividades:

- Calcular las métricas hidrográficas de interés ecológico a partir de la información de series de caudales o niveles registrados en estaciones hidrográficas (preferiblemente limnigráficas) o de los resultados de modelación hidrológica. Se deberán considerar como mínimo dos métricas básicas que corresponden al caudal mínimo con período de retorno de 10 años, el cual tiene una importancia en el funcionamiento del ecosistema relacionada con el control de especies invasoras y la generación de condiciones favorables de hábitat para especies nativas, y el caudal máximo con período de retorno de 15 años, el cual está vinculado a la conectividad lateral del río con sus planicies inundables u otros cuerpos de agua, el mantenimiento de la funcionalidad de sus rondas hídricas, el transporte de sedimentos, madera, nutrientes y materia orgánica, el lavado del cauce y la formación de nuevos hábitats.
- Calcular las métricas hidro-morfométricas de interés ecológico, derivadas de la caracterización geomorfológica y de la geometría hidráulica. Se deberán considerar como mínimo dos métricas básicas: el caudal Q_{10} para mantener la conectividad longitudinal en el sistema fluvial y el caudal Q_{15} de banca llena, por encima del cual se garantiza la conectividad lateral entre el cauce principal y sus planicies de inundación o la fuerza tractiva requerida para el transporte de sedimentos y material orgánico. Dichas métricas se pueden obtener de relaciones disponibles en la literatura u otros estudios para algunos tipos morfológicos, de información obtenida en campo para secciones topo-batimétricas y de resultados de modelación hidráulica.

Por otra parte, en aquellos tramos del cuerpo de agua en los que se priorice la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales se tendrán como referencia los umbrales de magnitud requeridos hacia aguas abajo para cumplir con la prestación de dichos servicios. Para esto, se deberán definir umbrales o caudales de carácter hidrológico y/o hidromorfológico y verificar que dichos umbrales no generen afectación sobre la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en los tramos localizados aguas abajo, a lo largo de la red de drenaje. El análisis descrito debe realizarse teniendo en cuenta la información recopilada durante la Fase 1 de la metodología, específicamente en términos de oferta, demanda y servicios ecosistémicos prestados por el cuerpo de agua.

Paso 3: Identificar y caracterizar los eventos de interés del régimen de referencia, los cuales se determinan comparando las series generadas u observadas de caudales o niveles diarios, con las métricas obtenidas en el paso anterior³. Este paso únicamente aplica en los tramos del cuerpo de agua en los que el objetivo ambiental esté asociado con la preservación del régimen requerido para la prestación de servicios ecosistémicos de soporte o regulación.

Para tener en cuenta la variabilidad intra-anual se deben considerar, como mínimo, dos tipos de eventos: uno de mantenimiento del hábitat físico (caudal formador o de banca llena) y otro de condiciones mínimas (control de especies y conectividad longitudinal). Al primer tipo de evento están vinculadas las métricas de caudales o niveles máximos para crecientes ordinarias y al segundo las métricas de caudales o niveles mínimos ordinarios. Para tener en cuenta la variabilidad interanual se deben considerar, como mínimo, eventos extremos o extraordinarios con alta y media frecuencia debido a la afectación de fenómenos macro-climáticos (e.g. caudales mínimos con período de retorno de 10 años y caudales máximos con período de retorno de 15 años). A cada muestra de eventos (los mínimos y máximos ordinarios, y los mínimos y máximos extraordinarios) se le deben estimar sus atributos de magnitud (área bajo la curva de la diferencia absoluta entre la serie de caudales o niveles diarios y la métrica respectiva), duración e intensidad (magnitud dividida entre la duración; representa la tasa de cambio a la escala temporal de referencia). Del conjunto obtenido de eventos, se debe calcular el número total, la media y la varianza para cada atributo mencionado.

Paso 4: Generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales, la cual se puede definir de forma genérica a escala regional al proponer porcentajes de aprovechamiento mes a mes con respecto al caudal medio mensual multianual⁴ a lo largo del cuerpo de agua. Dependiendo de la regla de aprovechamiento, se calcula la respectiva serie de caudales o niveles con intervención a lo largo del cuerpo de agua, recorriendo la red de drenaje desde aguas arriba, y sustrayendo a cada valor diario los caudales de aprovechamiento definidos. Para el caso en que el caudal de aprovechamiento sea mayor al caudal diario, deberá dejarse por defecto en la serie alterada el caudal mínimo diario observado en el respectivo mes en condiciones normales (es decir que se excluyen los valores mínimos extraordinarios propios de eventos de variabilidad interanual).

Paso 5: Identificar los eventos de interés ecológico para la serie alterada de caudales o niveles, aplicando las mismas métricas y el procedimiento indicado en el tercer paso, obteniendo así una nueva muestra de n eventos ordinarios con valores promedio y varianza de los atributos de magnitud, duración e intensidad. Este paso no aplica cuando el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales.

Paso 6: Evaluar iterativamente la alteración del régimen de referencia (ya sea natural o actual) a partir de los resultados de los pasos 3 y 5, de manera que la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales no induzca la alteración significativa del régimen de caudales o niveles. Como referencia, se propone una prueba t para muestras independientes. El objetivo de la prueba estadística es obtener la regla de aprovechamiento límite para que las muestras derivadas de los pasos 3 y 5 puedan ser consideradas como estadísticamente similares (perfeccionadas a la misma población). Como resultado, se obtendrá el régimen de caudales ambientales a lo largo de la red de drenaje con asignaciones como mínimo por cada unidad morfológica. Con ello se garantizará que existe un límite de sostenibilidad con el que una vez aprovechado el recurso hasta el mismo se seguirá garantizando la salud y resiliencia del ecosistema acuático (incluida su ronda hídrica) y su prestación de servicios ecosistémicos de soporte y/o regulación.

Para el caso en el que el objetivo esté asociado con la prestación de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, los pasos 2 al 6 son el referente mínimo para la evaluación iterativa de la alteración del régimen de flujo con el propósito de estimar el régimen de caudales ambientales en una primera aproximación, considerando métricas explícitas asociadas a características hidrográficas y geomorfológicas. No obstante, en función de la disponibilidad y fiabilidad de la información disponible respecto de las relaciones del régimen de flujo y la ecología, se podrán aplicar, de forma complementaria, otras aproximaciones iterativas y métricas para la estimación de caudales ambientales (e.g. Abouali et al., 2016a, 2016b), previendo el uso de criterios objetivos de desempeño, utilizando aproximaciones estadísticas y mediciones representativas en campo. Como mínimo se plantea partir de la caracterización del juego de indicadores de alteración hidrográfica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1996, 1997, 1998) calculándolos para la condición de referencia (Paso 1) y una vez se ha alterado al aplicar la regla de

³ Cuando el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales dicha caracterización no aplica.

⁴ Para la estimación del caudal medio mensual multianual se excluyen de la muestra los eventos extremos mínimos y máximos correspondientes a la variabilidad interanual.

demandas acumuladas para cada punto de interés del cuerpo de agua, con el propósito de identificar problemáticas ambientales asociadas a la disponibilidad del recurso hídrico en términos de cantidad.

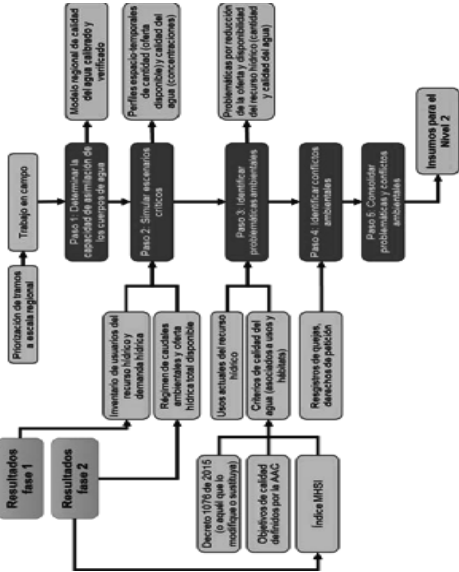


Figura 6 Diagrama de flujo para el desarrollo del componente de análisis de servicios ecosistémicos.

Paso 3. Identificar problemáticas ambientales: La problemática ambiental surge cuando se dan condiciones particulares de cantidad y calidad del agua que no permiten la prestación de sus servicios ecosistémicos. Por lo tanto, para la identificación de problemáticas ambientales, se deben usar los resultados de la modelación de escenarios críticos descrita en el paso 2, junto con la información de usos, criterios de calidad y servicios ecosistémicos recopilada para el cuerpo de agua. Igualmente, se deberá evaluar si la calidad del agua es apta para los usos asignados y para las especies hidrobiológicas representativas en el ecosistema acuático. Cuando la concentración de un determinante de calidad del agua en particular no cumple con los estándares de calidad del agua, se está identificando una problemática ambiental, la cual será materia de análisis en el nivel 2 de la metodología.

Paso 4. Identificar conflictos ambientales. De forma complementaria, se debe revisar la información relativa a quejas y demás manifestaciones formales de los usuarios frente a la Autoridad Ambiental en relación con los servicios ecosistémicos identificados y el uso y aprovechamiento del recurso hídrico en el cuerpo de agua, lo cual determina la existencia de conflictos ambientales.

Paso 5. Consolidar problemáticas y conflictos ambientales. Finalmente, con la identificación de problemáticas y conflictos ambientales, se debe preparar un consolidado que facilitará la respectiva formulación de las medidas de gestión requeridas, con sus respectivos responsables, para alcanzar o mantener el caudal ambiental estimado y el objetivo ambiental o la condición ecológica trazada por la Autoridad Ambiental competente. Lo cual es materia de desarrollo del nivel 2 del marco metodológico. Se podrán aplicar estrategias complementarias para la identificación de problemáticas y conflictos asociados a la prestación de los servicios provistos por parte de los ecosistemas acuáticos en consideración.

2.2.2.4 Fase 4: Seguimiento a la implementación de caudales ambientales

Esta fase consiste en las acciones de seguimiento que se deben realizar con posterioridad a la implementación del régimen de caudales ambientales, con el fin de verificar las hipótesis asumidas durante el proceso de estimación, así como evaluar el efecto de la implementación de dicho régimen sobre aspectos como la morfología del cuerpo de agua, la disponibilidad de hábitats, el componente hidrobiológico y la prestación de servicios ecosistémicos. Para esto, se deben emprender acciones como la medición de caudales en diferentes puntos de la red de drenaje, así como el monitoreo de variables físicoquímicas e hidrobiológicas, conforme al diagnóstico ecológico adelantado y las hipótesis utilizadas como referencia, respecto a los atributos del régimen hidrológico y la disponibilidad y calidad del hábitat.

La Autoridad Ambiental competente, en el marco de su ejercicio de control, deberá considerar, como mínimo, lo siguiente: a) la medición continua (a escala sub-diaria) de caudales o niveles en el cuerpo de agua, para el caso de proyectos objeto de licenciamiento ambiental que involucren concesiones; b) la orientación técnica del tamaño y localización de la estructura de captación, para el caso de permisos de concesiones que no estén dentro de un proceso de licenciamiento ambiental.

2.2.2 NIVEL 2: GESTION

El nivel 2 tiene como objetivo establecer los lineamientos para la gestión integral del recurso hídrico, de manera que se alcancen o mantengan las condiciones de régimen y calidad del agua, vinculadas al caudal ambiental estimado en el nivel 1. Dado el estado actual de intervención del cuerpo de agua, el cual es evaluado en la fase 3 del nivel 1, en algunos casos es necesario formular e implementar medidas de gestión complementarias a la exigencia de un régimen de caudales en particular.

La evaluación del caudal ambiental, bajo el estado actual de intervención, permitirá identificar problemáticas ambientales que aportarán elementos de decisión respecto a la necesidad de llevar a cabo medidas de gestión del recurso hídrico como las que se presentan a continuación. Dependiendo de las problemáticas ambientales identificadas, se podrá priorizar la realización de: i) reglamentación del uso de las aguas y/o declaratoria de agotamientos o de reservas si la demanda supera la oferta hídrica disponible; ii) reglamentación de vertimientos si calidad del cuerpo de agua no es idónea para los usos actuales y potenciales. Cuando la problemática, por cantidad y/o calidad, esté asociada a un usuario en particular se deberá revisar el respectivo permiso ambiental que aplique (e.g. concesión de agua y/o permiso de vertimiento).

De manera complementaria, la Autoridad Ambiental decidirá sobre las medidas de gestión adicionales que debe adelantar para restaurar, rehabilitar o recuperar el ecosistema acuático, en función de la condición ecológica deseada y en el marco de los instrumentos de planificación o administración de los recursos naturales renovables. Por ejemplo, una de las medidas más importantes para restaurar ecosistemas acuáticos degradados es la restauración de los principales atributos del régimen hidrológico relacionados con los ciclos biológicos de las especies, por lo que se deberá intervenir sobre los principales agentes de disturbio.

aprovechamiento máximo (Paso 4). En la iteración, se debe encontrar la solución en la cual el IHA en ninguno de los indicadores puede ser mayor al 40% (ver criterio establecido para el Reino Unido en Holmes et al. 2007) para garantizar que no se está alterando significativamente ningún componente de interés ecológico del régimen de flujo.

Por otra parte, cuando el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, se deberá comprobar que una vez establecida la regla de aprovechamiento máximo (paso 4) se cumplan los umbrales establecidos en el paso 2 y por ende se garantice la prestación de dichos servicios hacia aguas abajo.

Paso 7. Obtener la información hidrobiológica de línea base que servirá como referencia para el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales (ver Figura 5), teniendo en cuenta los siguientes pasos:

- Las comunidades hidrobiológicas asociadas a los regímenes de caudal son aquellas que expresen en forma cuantitativa o cualitativa cambios en su estructura taxonómica y funcional. En este sentido las algas (fitoplancton, perfiton), zooplancton, macroinvertebrados acuáticos, peces y vegetación riparia y/o macrofitas deben ser incluidas en la línea base. Esta información se obtiene desde las campañas de monitoreo (numeral 3.1.3.2), y la información del estado de la vegetación de ribera se obtiene desde la caracterización de las unidades morfológicas (numeral 3.1.2).
- Calcular métricas ecológicas que resumen las propiedades colectivas de las comunidades hidrobiológicas; riqueza, abundancia, densidad o biomasa, diversidad de Shannon, equidad y dominancia de las especies.
- Identificar preliminarmente el efecto de la disponibilidad y calidad del hábitat sobre las comunidades biológicas, basado en dos criterios: i) importancia como servicio ecosistémico de provisión y valor cultural; ii) categoría de riesgo de extinción según clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2012). En este sentido, en esta metodología se toma a la comunidad íctica como referencia para el cálculo del índice de idoneidad del hábitat multispecies – MHSI (Zhao et al., 2015), que utiliza información de abundancia y biomasa de este grupo.
- Establecer criterios de calidad del agua adicionales, relacionados con el normal funcionamiento del ciclo biológico de las especies, que pueden utilizarse para la fase siguiente de evaluación (ver sección 2.2.1.3), sobre la base del paso anterior.
- Formular la respectiva estrategia de adquisición sistemática de información hidrobiológica durante el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales.
- A mediano plazo, desarrollar una visión de relación intrínseca entre las variables críticas asociadas al caudal y las especies, además de la integración de la visión funcional de las especies y el caudal ambiental. En el primer caso, se propone desarrollar modelos con el fin de estimar los valores óptimos y de tolerancia en función de estas variables críticas. En el segundo caso, se requiere obtener información de los rasgos biológicos de las especies asociados con los caudales.
- A largo plazo, la información obtenida durante el diagnóstico y el seguimiento aportará datos para análisis más robustos con los cuales se podrán verificar las hipótesis planteadas en los métodos aplicados para el cálculo del caudal ambiental mejorando con ello la información que soportará la actualización del caudal ambiental en los respectivos instrumentos.

En la medida en que se vaya avanzando en tener mejor información de soporte a partir del programa de monitoreo regional que establezca la autoridad ambiental se deberá migrar hacia metodologías de modelos holísticos (e.g. Thame y King, 1998; King et al., 2003; Poff et al., 2010) acompañados de modelos de hábitat generalizados (e.g. Snelder et al., 2011) y modelos de hábitat basados en la hidráulica/hidrodinámica (ver revisión de Dunbar et al., 2011) construyendo series de tiempo de hábitat (e.g. Parasiewicz et al., 2013).

2.2.2.5 Fase 3: Evaluación del caudal ambiental considerando servicios ecosistémicos

Este componente de análisis está orientado a la evaluación de los servicios ecosistémicos provistos por los cuerpos de agua objeto de estudio, haciendo énfasis en la calidad del agua requerida para mantener y permitir los usos actuales y potenciales del recurso hídrico. Dicha evaluación está sujeta al estado actual de intervención y su afectación acumulativa sobre la hidrología (alteración del régimen de flujo), la ecología (afectación de especies representativas) y la calidad del agua (cumplimiento de criterios de calidad del agua asociados a los usos del agua).

La evaluación efectuada en materia de servicios ecosistémicos apunta a generar algunos de los elementos técnicos necesarios para definir las medidas de gestión que deben implementarse para alcanzar una condición de desarrollo sostenible, dependiendo del objetivo ambiental o la condición ecológica identificada para el cuerpo de agua, lo cual es materia de desarrollo del nivel 2 de la estructura metodológica. La Fase 3 se desarrolla de acuerdo con el diagrama de flujo presentado en la Figura 6.

Paso 1: Determinar la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua. El desarrollo del componente de calidad del agua está determinado por la aplicación de un modelo de calidad del agua implementado a la escala de trabajo. Se debe tener en cuenta que la implementación del modelo implica determinar la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua de interés, en su respectiva cuenca hidrográfica. A escala regional, se deben priorizar los tramos en los cuales se obtendrá información, de acuerdo con sus características geomorfológicas y recepción de aguas residuales. El modelo deberá aplicarse integralmente con el propósito de considerar efectos acumulativos.

Paso 2: Simular escenarios críticos. Con el modelo de calidad del agua calibrado y verificado (respecto a sus hipótesis de partida e implementación matemática y computacional), se debe llevar a cabo la simulación de escenarios que contemplen condiciones extremas de clima, cargas contaminantes y demandas de usuarios.

En primer lugar, se deberá considerar la condición actual de intervención de mayor presión sobre el recurso hídrico (aprovechando la información de usuarios del recurso hídrico). Esta condición, depende del tipo de cargas contaminantes dominantes. En cuerpos de agua afectados principalmente por vertimientos puntuales, dicha condición crítica suele considerar caudales o niveles mínimos en los cuerpos de agua receptores (obtenidos a partir del régimen de caudales ambientales estimado en la fase 2) y carga máxima en los vertimientos. En cuerpos de agua afectados principalmente por fuentes difusas de contaminación (e.g. arrastre de agroquímicos desde áreas cultivadas) la condición crítica suele ser el momento de las primeras lluvias de la respectiva temporada húmeda en la cual se lavan la mayoría de compuestos que se encuentran en la matriz de suelo (e.g., se puede considerar como condición de carga máxima el caso de la distribución homogénea de la máxima cantidad esperada de agroquímicos en el área cultivada y el evento promedio característico de máxima precipitación anual en 24 horas). Adicionalmente se deberán simular las condiciones críticas por afectaciones de variabilidad climática en los periodos húmedos y secos más intensos registrados (e.g., La Niña y El Niño, respectivamente). De manera complementaria, se debe analizar la oferta hídrica total disponible respecto a sus

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, este segundo nivel hace parte del alcance de otros instrumentos de gestión del recurso hídrico y, por tanto, no es sujeto de desarrollo metodológico en el presente documento.

3 CRITERIOS Y MÉTODOS PARA EL DESARROLLO DEL NIVEL 1 EN EL MARCO DE LA ESTIMACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES A ESCALA REGIONAL

En este capítulo se presentan los criterios y métodos de referencia para el desarrollo de las tres fases del Nivel 1 dentro del enfoque metodológico propuesto, para el caso de estimación de caudales ambientales a escala regional, por parte de las Autoridades Ambientales.

3.1 FASE 1: LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA

El desarrollo de esta fase incluye los requisitos mínimos de información, los criterios para realizar la clasificación hidro-morfométrica a diferentes escalas (cuenca, unidad de paisaje, segmento, tramos, unidad morfológica) de los cuerpos de agua y las estrategias básicas de adquisición de información.

3.1.1 Paso 1: Delimitación del área de estudio

La delimitación del área de estudio deberá representarse, como mínimo, en un mapa de acuerdo con las escalas de trabajo establecidas para los niveles definidos en la estructura hidrográfica para la planificación y manejo del recurso hídrico a los que se refiere el Decreto 1076 de 2015.

La escala se define en función tanto del cuerpo de agua de estudio como del respectivo instrumento de gestión integral del recurso hídrico; para el caso específico de los POMCA, PORH y reglamentaciones del uso de las aguas, se debe trabajar, como mínimo, a una escala 1:25.000⁵; para el caso de los planes de manejo ambiental de microcuencas (e.g. microcuencas abastecedoras), la escala de trabajo, como mínimo, será 1:10.000⁶.

Para la definición del área de estudio y la respectiva red de drenaje en casos diferentes a los mencionados en el párrafo anterior, esta corresponderá, por lo menos, al nivel II subsiguiente al de la zona hidrográfica en donde se encuentre el cuerpo de agua de interés, de acuerdo con la zonificación hidrográfica establecida por la Autoridad Ambiental competente según las orientaciones dadas en el documento de *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia* (IDEAM, 2013b). La escala de trabajo, como mínimo, será 1:25.000.

La información cartográfica deberá partir de las bases de datos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi –IGAC, las cuales se deberán complementar con otra información cartográfica disponible, fotografías aéreas y/o información de sensores remotos con que cuente la Autoridad Ambiental competente. En el caso de que la Autoridad Ambiental competente disponga de un modelo de elevación digital adecuado para la escala de trabajo definida, podrá utilizarlo para la delimitación de las áreas de estudio.

Con el fin de contar con información geoespacial a partir de la cual se puedan representar topográficamente el área de estudio y su correspondiente red hídrica superficial, se deberá adquirir o construir mediante herramientas de Sistemas de Información Geográfica - SIG un Modelo Digital de Elevación – MDE del área de estudio, y obtener la representación *vectorial*⁷ y/o *raster*⁸ de la red de drenaje de la misma. En la Tabla 1 se listan algunas fuentes de información a partir de las cuales es posible obtener un MDE, la cuenca hidrográfica y su correspondiente red de drenaje.

Tabla 1 Algunas fuentes de información para la adquisición de modelos digitales de elevación.

Fuente	Características
Misión satelital ASTER (<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>) de la NASA (http://asterweb.jpl.nasa.gov/)	→ Modelos digitales de elevación con resolución de aproximadamente 30 m y acceso gratuito. → Modelos digitales de elevación con resolución de aproximadamente 90 m y acceso gratuito. Desde dicha fuente, existen productos derivados a escala global como <i>HydroSHEDS</i> (http://hydrosheds.cr.usgs.gov/index.php) el cual ofrece una serie de conjuntos de datos, incluyendo redes de drenaje, divisorias de aguas de grandes cuencas hidrográficas (ej. Magdalena, Cauca, Amazonas), direcciones de drenaje, y las acumulaciones de flujo.
Misión satelital SRTM (<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>) de la NASA (http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/)	→ Modelos digitales de elevación con resolución de aproximadamente 30 m y acceso a través de Corporaciones Autónomas Regionales o a través del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales -IDEAM-.
Misión "ALOS" (<i>Advanced Land Observation Satellite</i>) (http://global.jaxa.jp/projects/sat/alos/index.html)	→ Modelos digitales de elevación con resolución de aproximadamente 30 y 12.5 m y acceso gratuito.
Otras fuentes	- Modelos digitales de elevación obtenidos en forma particular por la Autoridad Ambiental competente. - Rasterización de curvas de nivel 1:25000 o de mayor detalle con las que cuente la Autoridad Ambiental Competente.

La selección de un modelo de elevación está relacionada con el tipo de aplicación y los objetivos de un proyecto (Hengl, 2006); sin embargo, algunos estudios permiten establecer la resolución (tamaño de pixel) que dichos modelos deben tener de tal forma que se lleven a cabo estimaciones confiables y representativas de atributos como el área de la cuenca y la pendiente y la longitud de las corrientes de agua superficial, todas ellas necesarias en pasos subsiguientes (ver Tabla 2). En cualquier caso, se deberá considerar como mínimo un MDE de 12.5 m como el que se muestra en la Tabla 1 (misión "ALOS").

Tabla 2 Aguas consideraciones para la selección del tamaño de pixel o resolución de un modelo digital de elevación.

⁵ Artículo 2.2.3.1.5.4 del Decreto 1076 de 2015.

⁶ Artículo 2.2.3.1.10.3. del Decreto 1076 de 2015.

⁷ Formato para representar objetos geográficos mediante puntos, líneas o polígonos. A este formato corresponden archivos del tipo .shp y .dxf compatibles con sistemas de información geográfica.

⁸ Formato para representar objetos geográficos en un formato matricial. Son denominados comúnmente mapas o *grids*. Asociados a este tipo de formato pueden mencionarse las extensiones .asc, .tif, .grd y .bgd.

Consideración	Tamaño de pixel	Referencia
Cuando un MDE es construido a partir de curvas de nivel (rasterización), se requiere que el modelo obtenido represente adecuadamente la variabilidad de elevaciones contornos digitalizados.	Un tamaño de pixel adecuado DX, puede obtenerse como: $DX = \frac{A}{2\sqrt{L}}$ Donde A es el tamaño total del área de estudio y L es la longitud total acumulada de todos los contornos digitalizados.	Hengl, T. (2006). <i>Finding the right pixel size</i> . <i>Computers & Geosciences</i> , 32(9), 1283-1298.
Tamaño de pixel apropiado para la simulación de procesos geomórficos e hidrológicos.	Luego de análisis realizados mediante índices topográficos, se encuentra que una resolución de 10m es una resolución adecuada para representar procesos físicos en ladera, favoreciendo a su vez un adecuado desempeño computacional.	Zhang, W., & Montgomery, D. R. (1994). <i>Digital elevation model grid size, landscape representation, and hydrologic simulations</i> . <i>Water resources research</i> , 30(4), 1019-1028.
Estimación confiable de descriptores morfológicos de corrientes: sinuosidad, longitud de onda, grado de confinamiento, ancho del valle.	En sectores de la red de drenaje donde el ancho de corriente es W, un MDE con tamaño de pixel entre 1 a 4 veces W permite hacer estimaciones morfológicas confiables.	Jiménez, M., 2015. Morphological representation of drainage networks, implications on solute transport and distributed simulation at the basin scale. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Colombia, Medellín.

3.1.2 Paso 2: Definición de unidades de análisis del cuerpo de agua

A través de una cuenca hidrográfica es posible encontrar una gran diversidad de paisajes fluviales o configuraciones morfológicas como respuesta a la interrelación entre procesos climatológicos y bio-geofísicos, por ello la existencia de diferentes tipologías de cuerpos de agua y sus interacciones, las cuales condicionan la disponibilidad de hábitat para las especies. Los apartados 3.1.2.1 y 3.1.2.2 presentan una definición de las unidades de análisis a ser consideradas en sistemas lénticos y lóticos como marco de referencia para las acciones descritas en el numeral 3.1.2.4.

En un sentido ecológico, las unidades de análisis se considerarían unidades discretas que tienen una dinámica espacial y temporal propia y sobre las cuales el régimen del caudal determina un "mosaico cambiante" para los organismos que allí habitan (White y Pickett, 1985). De tal forma, se espera que cada unidad en la escala de análisis contenga una información biológica única. Tal información proviene de la estructura y composición taxonómica presente y, más importante, del conjunto de rasgos biológicos que da cuenta de las características físicas de la respectiva unidad. Esta última afirmación esta soportada bajo el concepto del "*habitat template*" (Southwood, 1977), el cual señala que el hábitat a diferente escala es una plantilla que ha determinado evolutivamente las estrategias de vida de los organismos o rasgos biológicos. Por último, empíricamente se ha demostrado, por ejemplo, que cambios físicos en la naturalidad del sustrato en una unidad morfológica en un río alto andino determinan la forma, hábito trófico y comportamiento de un grupo de insectos acuáticos (González-Trujillo, 2016).

Definición de unidades de análisis en cuerpos de agua lóticos

Para el caso de sistemas lóticos, las configuraciones morfológicas son escalables y replicables para diferentes latitudes, ya que son una expresión de la interrelación de procesos similares entre el ciclo del agua, el de sedimentos, y otros ciclos, a diferentes escalas espaciales y temporales. En la Figura 7 se ilustran, a manera de ejemplo, algunos de los patrones fluviales que pueden encontrarse en el territorio colombiano, lo cual sugiere que pese a las diferencias de los forzamientos climáticos y de las características físicas de las cuencas hidrográficas de otros lugares del mundo, en comparación con las de Colombia, las corrientes superficiales tienen puntos en común en la forma en como éstas surgen como respuesta a la interrelación entre dichos factores.

En esta metodología se introduce la clasificación morfológica de las corrientes de agua superficial como el eje articulador de los diferentes componentes de la estructura metodológica para la estimación de caudales ambientales. Lo anterior, teniendo en cuenta que la configuración morfológica de una corriente permite diferenciar la forma en que ocurren procesos morfodinámicos. Asimismo, la morfología del cauce define la estructura física del hábitat fluvial la cual, junto con el régimen de caudales, determina la idoneidad de dicho hábitat para el sustento de la biodiversidad y su provisión de servicios ecosistémicos.

Por lo anterior, es necesario contar con una clasificación morfológica robusta y escalable, que pueda ser aplicable a nivel nacional, con el fin de identificar, caracterizar y analizar las diferentes unidades morfológicas de los cuerpos de agua, y así establecer un vínculo entre las características físicas y biológicas de los mismos (Belletti et al., 2017).

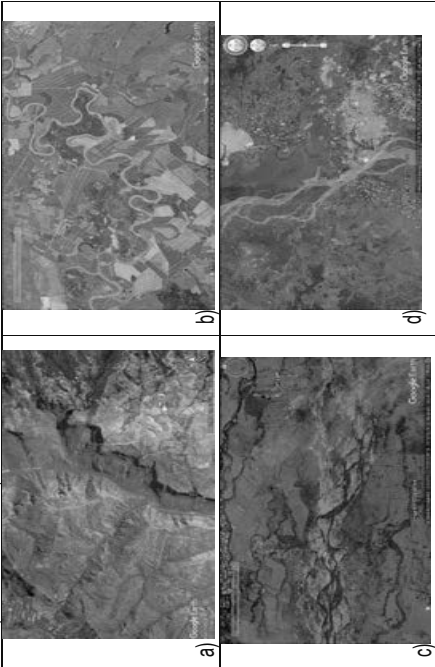


Figura 7 Patrones fluviales característicos de ríos colombianos: a) rectos; b) sinuosos; c) trenzados; d) anastomosados. Fuente: Google Earth.

Con el fin de contar con una clasificación que ha sido aplicada y verificada en diversos ambientes a nivel mundial, en esta metodología se ha adoptado el Sistema de Identificación y Clasificación de Unidades Morfológicas (GUS, por sus siglas en inglés) desarrollado por Rinaldi et al. (2015a), como

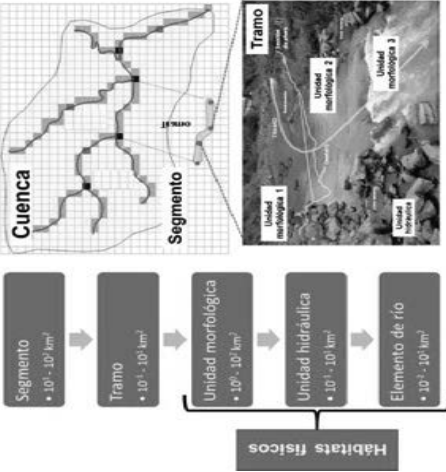
parte del proyecto REFORM (<i>Restoring rivers FOR effective catchment Management</i>), financiado por la Comisión Europea. Este método de clasificación tiene como objetivo principal la caracterización de los hábitats físicos y la morfología de los ríos, y fue diseñado de forma jerárquica, con miras a ser flexible y adaptable de acuerdo con los objetivos de la clasificación y la información disponible (Belletti et al., 2017). A continuación, se presenta una descripción general del esquema de clasificación propuesto, incluyendo la definición de cada uno de los componentes del marco jerárquico respectivo. Estos componentes son el eje articulador de la estructura metodológica propuesta para la estimación de caudales ambientales, por lo que estas definiciones serán la base del desarrollo de las respectivas fases de la metodología. La Figura 8 presenta un esquema de los componentes de la estructura jerárquica propuesta para la clasificación geomorfológica de ríos desde la escala de segmento, considerando que existen dos niveles jerárquicos superiores: unidad de paisaje y cuenca hidrográfica, respectivamente. El componente fundamental para el análisis y clasificación geomorfológica en el marco jerárquico propuesto consiste en las unidades morfológicas, las cuales representan las unidades que permiten caracterizar la morfología de los ríos a escala de tramo (Belletti et al., 2017).  Figura 8 Unidades espaciales propuestas para la clasificación geomorfológica de ríos. Adaptado de Belletti et al. (2017). Una de las ventajas de la clasificación propuesta consiste en su utilidad para establecer enlaces entre las condiciones físicas y biológicas de los cuerpos de agua, como se describe a continuación. Las escalas espaciales correspondientes a las unidades morfológicas y menores (unidades hidráulicas y elementos de río) son las más apropiadas para realizar análisis de la presencia y diversidad de hábitats físicos para especies hidrobiológicas (Rinaldi et al., 2015a). Generalmente, las unidades morfológicas e hidráulicas se asocian a la escala de meso-hábitat, mientras que los elementos de río usualmente coinciden con la escala de microhábitat. Por lo anterior, para la estimación del régimen de caudales ambientales en un río, es de especial interés delimitar y caracterizar los segmentos, tramos y las unidades morfológicas de los cuerpos de agua. Algunas ventajas adicionales de esta metodología, incluyen los pocos requerimientos de información para su implementación (se puede realizar a partir de análisis de sensores remotos, complementado con verificaciones de campo), así como sus múltiples aplicaciones, no sólo como herramienta de caracterización, sino también para el análisis de la calidad morfológica de los ríos, y como herramienta de monitoreo y evaluación de los efectos de intervenciones antrópicas sobre la morfología, y su respectivo vínculo con la ecología (Rinaldi et al., 2015a). 3.1.2.1.1 Segmento Longitud de un río con condiciones similares de energía y escala del valle, delimitados por características como cambios significativos de la pendiente del valle, confluencia de tributarios principales, cambios topográficos abruptos (barreras naturales como caídas o artificiales como presas), valles de confinamiento, aportes laterales significativos de sedimentos, entre otros factores. 3.1.2.1.2 Tramo Longitud de un río a lo largo de la cual sus condiciones de frontera se mantienen relativamente uniformes. Por lo anterior, en un mismo tramo de río se considera que las interacciones entre procesos y formas se mantienen relativamente constantes. Cada tramo de río se encuentra conformado por un conjunto de unidades morfológicas, con arreglos similares en tramos de río de un mismo tipo morfológico (e.g., sinuosos o anastomosados). Factores actuales a escalas de tramo y mayores, como la pendiente, el tipo de material del lecho y la configuración del valle, tienen influencia sobre los caudales líquidos y sólidos que controlan las unidades morfológicas existentes. Por lo anterior, las características de los hábitats físicos y las condiciones bióticas asociadas se encuentran fuertemente influenciadas por factores físicos que ocurren a escala de tramo, los cuales, a su vez, se ven condicionados por los procesos que ocurren a escala de cuenca y de segmento (Rinaldi et al., 2015a). 3.1.2.1.3 Unidad morfológica También conocidas como unidades geomórficas, subtramos o meso-hábitats, las unidades morfológicas son los componentes fundamentales de cada tramo de río, y corresponden a áreas del río con morfologías relativamente uniformes, generadas por la erosión o depósito de sedimentos, o por lechos rocosos (e.g., cascadas, escalón-pozo, pozo-cruce, etc.). Algunas unidades morfológicas también se encuentran compuestas por elementos de vegetación, viva y muerta (e.g., troncos de árboles). Las unidades morfológicas constituyen las estructuras físicas básicas que componen el hábitat de especies en los ecosistemas acuáticos, y también proporcionan hábitats temporales a algunas especies, incluyendo refugio ante alteraciones o predadores, zonas de desove, etc. Por lo anterior, un análisis las unidades morfológicas existentes en un tramo de río arroja información sobre el rango de hábitats presentes. En términos generales, las unidades morfológicas representan la manifestación física del efecto combinado de los caudales líquidos y el transporte de sedimentos, influenciados por factores que actúan a escala de tramo y mayores (Belletti et al., 2017). Por lo anterior, los tramos del mismo tipo morfológico (por ejemplo, sinuosos o anastomosados) usualmente contienen arreglos de unidades morfológicas similares.	Al desplazarse en el sentido del flujo a lo largo de un río, se puede observar la presencia de diferentes unidades morfológicas, como consecuencia de cambios en las condiciones de frontera, como las características del valle, la pendiente longitudinal del cauce, las magnitudes de caudal, el tamaño de los sedimentos, etc. Es así, como en las partes altas de la cuenca, en las que predominan las altas pendientes, predominan unidades de tipo erosivo, como caídas y escalones rocosos; por su parte, en las partes bajas usualmente predominan unidades de depósito como barras e islas. 3.1.2.1.4 Unidad hidráulica Sectores de río con características relativamente homogéneas en el espacio, en términos de flujo superficial y características de los sedimentos. Una unidad morfológica puede contener una o varias unidades hidráulicas, cada una de las cuales puede estar conformada por un conjunto de elementos de río, como sedimentos, plantas, troncos, etc. 3.1.2.1.5 Elemento de río Mínima unidad espacial de la clasificación geomorfológica propuesta, coincidente con la escala de microhábitats. Los elementos de río corresponden a conjuntos de partículas de sedimentos, vegetación, trozos de madera, ente otros. 3.1.2.2 Definición de unidades de análisis en cuerpos de agua lénticos Para el alcance de la presente metodología se trabaja con la definición clásica de sistemas lénticos (hábitats caracterizados por aguas en calma o quietas). Los aspectos relacionados con el origen y funcionamiento de los sistemas lénticos están sujetos a las características hidro-morfológicas que definen las fuentes del agua, su transporte y almacenamiento. 3.1.2.2.1 Sistemas lénticos interiores Sistemas que tienen un espejo de agua permanente o que mantienen un área saturada la mayor parte del año hidroológico. Pueden ser aislados, como algunos lagos y lagunas de alta montaña, o presentarse en forma de sistemas interconectados entre sí y con los ríos, los cuales son conocidos como complejos de humedales. En general se encuentran en la región Andina del país y su clasificación depende del proceso que les dio origen. Los hay de origen glacial en la alta montaña andina y la Sierra Nevada de Santa Marta, y los generados por depresiones morfológicas, por razones tectónicas o por obstrucciones geológicas permanentes de cauces de ríos. La forma de estos tipos de cuerpos de agua depende principalmente de las condiciones hidro-morfológicas y el relieve circundante. Algunos de estos cuerpos de agua pueden tener en sus alrededores acumulaciones de sedimentos lacustres fácilmente reconocibles, por su baja o nula inclinación y por su composición. 3.1.2.2.2 Sistemas lénticos relacionados con la dinámica fluvial Ciénagas Sistemas de poca profundidad, y generalmente asociados a la dinámica fluvial. Se pueden encontrar como cuerpos de agua individuales, separados en las llanuras de inundación de ríos de planicie, aunque lo más frecuente es encontrarlas como conjuntos o complejos interconectados entre sí y con el río por cauces de diverso tipo, mediante los cuales reciben y entregan agua, sedimentos, nutrientes y contaminantes al y desde el sistema principal. Estos complejos tienen funciones hidro-morfológicas que responden a condiciones particulares como bajos gradientes y grandes caudales, razón por la cual actúan como reguladoras del sistema hídrico y hábitat físico para el recurso hidrobiológico. En especial, los peces desarrollan allí una fase clave de su ciclo biológico. Por su dinámica son cambiantes con el tiempo por estar sometidos a procesos naturales de inundación y sedimentación. Este tipo de sistemas lénticos tiene ciclos de vida que dependen de variables naturales y antrópicas por lo que es difícil predecir cuáles de éstos permanecerán más en el tiempo, cuáles se colmatarán de sedimentos, y cuál nuevo aparecerá como consecuencia de la dinámica de los procesos que en estas zonas ocurre. Por las condiciones ancladas, estos sistemas o "complejos" adquieren una relevancia mayor como ecosistemas de especial importancia y como fuente de servicios ecosistémicos para las comunidades asentadas en su entorno. Meandros abandonados Sistemas que corresponden a antiguos brazos o cauces de ríos sinuosos principalmente, pero que debido a la dinámica de estas corrientes han quedado aislados. Sin embargo, éstos al encontrarse en la llanura aluvial del río, actúan como reguladores de crecientes, y son indicadores de la amplitud mínima que puede tomar el río en uno de estos eventos. 3.1.2.3 Procesamiento del Modelo Digital de Elevación Sobre la base del MDE, el siguiente paso consiste en obtener una discretización topológica de la red de drenaje del área de estudio en segmentos de corriente, como se ilustra en la Figura 9, donde cada segmento se encuentra delimitado por nodos hidroológicos o sitios de confluencia, y a los que puedan asignarse, por lo menos, los siguientes atributos morfométricos: - Área de la cuenca tributaria - Pendiente longitudinal del segmento - Longitud del segmento De forma complementaria, pueden emplearse metodologías de discretización que incluyan nodos topográficos en la estrategia de delimitación de segmentos (Giles y Franklin, 1998; Jiménez, 2015; Thompson et al. 2008), entendiendo éstos como sitios en los cuales ocurren cambios significativos en la pendiente longitudinal de una corriente, confluencia de principales tributarios, valles de confinamiento y en áreas montañosas, aportes laterales significativos de sedimentos (Gurnell et al., 2015). En particular, la estimación de la pendiente es fundamental en cualquier método de clasificación de corrientes que se emplee y, en un contexto ecológico, dichos sitios pueden representar barreras físicas naturales para la migración de especies ícticas, así como representar una de las causas para la aparición natural de endemismos.
---	--

Tabla 4 Esquemas de clasificación morfológica de corrientes que se basan en información geoespacial.

Método o esquema de clasificación	Tipos de corriente consideradas en el esquema de clasificación	Información requerida
Flores et al. (2006)	Cascada (cascade), Escalón-pozo (step-pool), pozo-cruce (pool-riffle), lecho plano (plane bed)	Pendiente de segmento → Puede obtenerse de un MDE del área de estudio y/o mediante información más detallada en la escala de tramo (levantamientos topográficos). Área de cuenca → Puede obtenerse mediante un Mapa de áreas acumuladas (km²) el cual, a su vez, puede derivarse a partir de un MDE.
Thompson et al. (2008)	Cascada (cascade), Cascada-pozo (cascade-pool), Escalón-pozo (step-pool), pozo-cruce (pool-riffle), lecho plano (plane bed), lecho rocoso (bedrock)	Pendiente de segmento → Puede obtenerse de un MDE del área de estudio y/o mediante información más detallada en la escala de tramo (levantamientos topográficos). Área de cuenca → Puede obtenerse mediante un Mapa de áreas acumuladas (km²) el cual, a su vez, puede derivarse a partir de un MDE.
Beechie et al. (2006)	Confinados (incluye cascada y escalón-pozo), rectos, sinuosos, anastomosados y trenzados	Geología y litología local → Puede obtenerse a través de Autoridades Locales Competentes y/o el IGAC. Pendiente de segmento → Puede obtenerse de un MDE del área de estudio y/o mediante información más detallada en la escala de tramo (levantamientos topográficos). Área de cuenca → Puede obtenerse mediante un Mapa de áreas acumuladas (km²) el cual, a su vez, puede derivarse a partir de un MDE. Grado de confinamiento → Modelo digital de elevación y área de cuenca. Caudal de banca llena → Puede estimarse a partir de secciones transversales, modelos hidráulicos o relaciones de escala (ver numeral 3.2.3.1.2).

Las unidades morfológicas obtenidas de acuerdo con el esquema adoptado son *cascade* (cascadas en un contexto fluvial o rápidas), *step-pool* (escalón-pozo), *plane bed* (lecho plano) y *pool-riffle* (pozo-cruce), cuya descripción cualitativa se muestra desde la Tabla 6 a la Tabla 11, con base en Montgomery y Buffington (1997), así como en Buffington y Montgomery (2013).

Es importante tener en cuenta que, cualquiera que sea el esquema de clasificación aplicado, dicha clasificación debe ser corroborada durante la fase de trabajo de campo (ver sección 3.1.3.2), con el fin de verificar que los resultados obtenidos sean concordantes con las características morfológicas observadas a lo largo de la red de drenaje. Como resultado de dicha verificación, se deben realizar los ajustes a que haya lugar en la clasificación realizada, con el fin de que ésta represente de la forma más acertada posible las observaciones realizadas en campo.

Es importante considerar que el esquema de clasificación antes descrito debe ser complementado con otros sistemas fluviales característicos en Colombia, incluyendo sistemas trenzados y anastomosados. Así, es necesario evaluar la pertinencia de su aplicación para cada caso o su extensión para incluir otros sistemas de interés. En los sistemas sinuosos, trenzados y anastomosados con alta dinámica lateral, existe fuerte influencia en las tasas de intercambio de sedimentos entre los cauces y las llanuras inundables, así como el ambiente morfológico en el cual se desarrolla el ecosistema (Beechie et al., 2006). Beechie et al. (2006) encontraron un umbral consistente de entre 15-20 metros del ancho del cauce a banca llena a partir del cual ocurre migración lateral.

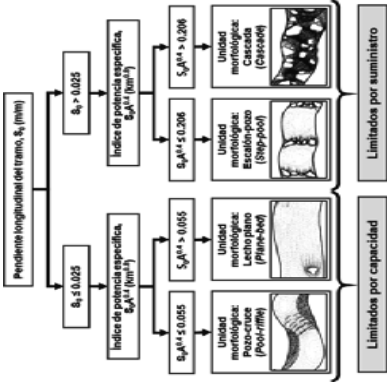


Figura 10 Árbol de clasificación morfológica propuesta por Flores et al. (2006).

Para la identificación entre sistemas confinados y no confinados, Beechie et al., (2006) sugieren utilizar la relación entre el ancho del valle con el ancho del cauce a banca llena. Valores de la relación menores a cuatro (4) indican cauces confinados, y por encima de este umbral cauces no confinados. A partir de este umbral, cauces no confinados en valles pueden seguir patrones distinguibles por pendiente y caudal, y el rango de estos descriptores puede usarse para predecir patrones del cauce como se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5 Umbrales de patrones de cauces no confinados (Adaptado de Beechie et al., 2006).

Tipo de cauce	Rango de caudales-pendiente
Recto (único canal con sinuosidad < 1.5)	$Q < 15 \text{ m}^3/\text{s}$, y, $S < 0.1(Q^{0.42})$
Sinuoso (único canal con sinuosidad > 1.5)	$Q > 15 \text{ m}^3/\text{s}$, y, $S < 0.05(Q^{0.61})$
Anastomosado (múltiples canales separados por "islas" con vegetación)	$Q > 15 \text{ m}^3/\text{s}$, y, $0.05(Q^{0.61}) < S < 0.1(Q^{0.42})$
Trenzado (múltiples canales separados por barras de gravas principalmente)	$S > 0.1(Q^{0.42})$

En la tabla anterior, S es la pendiente en m/m, y Q el caudal en m³/s con período de retorno de dos años.

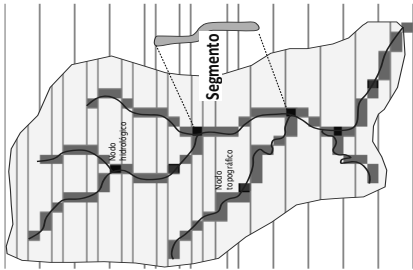


Figura 9 Delimitación de segmentos por confluencias o nodos hidrológicos y/o sitios con cambios significativos de pendiente (nodos topográficos) – Tomada y modificada de Jiménez (2015).

En la Tabla 3 se ilustran estrategias alternativas de segmentación y se señalan sus ventajas y limitaciones, al igual que la disponibilidad de algunas herramientas de referencia de Sistemas de Información Geográfica, las cuales se utilizan para explotar información contenida en el MDE, ya construido o adquirido, tal como se desarrolló en el paso anterior.

Tabla 3 Consideraciones para la segmentación de redes de drenaje.

Tipo de segmentación	Esquemmatización	Ventajas	Limitaciones
Delimitación basada en confluencias o nodos hidrológicos		Es la manera más simple y la mayor parte de los sistemas de información geográfica comerciales y gratuitos cuentan con herramienta que permiten identificar sitios de confluencia ⁹ .	A lo largo de un segmento delimitado únicamente por confluencias o nodos hidrológicos pueden ocurrir cambios significativos de pendiente, lo cual conlleva a estimaciones de pendiente desviadas significativamente de la realidad lo cual conlleva, a su vez, a clasificación de corrientes inadecuadas.
Delimitación basada en confluencias o nodos hidrológicos, y en la identificación de cambios significativos de pendiente (nodos topográficos).		Al considerar nodos topográficos, se obtiene una mejor representación de las pendientes a lo largo del perfil longitudinal de una corriente ¹⁰ .	Conforme la resolución de un MDE es gruesa en comparación con las corrientes de interés, la pendiente puede suavizarse y se dificulta la identificación de nodos topográficos. Debe hacer un análisis de sensibilidad para identificar, en cada resolución, los umbrales requeridos según el método que se emplee.
Delimitación basada en nodos definidos según un número de celdas o píxeles N		Es más simple que el esquema anterior. Puede verse como una condición intermedia entre el primer y el segundo esquema y ha sido empleada en esquemas de clasificación fluvial en un contexto regional ¹¹ .	A lo largo de un segmento delimitado únicamente por confluencias o nodos hidrológicos pueden ocurrir cambios significativos de pendiente, lo cual conlleva a estimaciones de pendiente desviadas significativamente de la realidad lo cual conlleva, a su vez, a clasificación de corrientes inadecuadas. Por otro lado, N podría definirse de acuerdo con el tamaño de corriente esperado o como una función del área de cuenca.

En términos generales, para la aplicación de la presente metodología se recomienda llegar, como mínimo, a la caracterización de la red de drenaje a escala de segmentos, tramos y unidades morfológicas predominantes (ver sección 3.1.2.1). Lo anterior, teniendo en cuenta la información disponible a nivel nacional para la definición y caracterización de unidades de análisis (ver, por ejemplo, la Tabla 1). No obstante, el nivel de detalle de la caracterización realizada podrá aumentarse en la medida en que la Autoridad Ambiental competente cuente con mayor información, incluyendo aquella levantada en el marco del seguimiento realizado a la implementación de caudales ambientales (ver sección 3.4).

3.1.3.4 Caracterización morfológica del área de estudio

En este paso se busca asignar un tipo morfológico a cada una de las unidades de análisis definidas en el paso anterior. Para ello se sugiere la utilización de esquemas de clasificación morfológica basados en procesos y en información geoespacial, dentro de los cuales cabe mencionar los trabajos de Flores et al. (2006), Thompson et al. (2008) y Beechie et al. (2006). Todos ellos se basan en la disponibilidad de un modelo digital de elevación e información secundaria (ver Tabla 4).

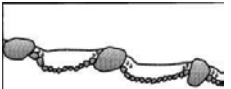
Uno de los esquemas fácilmente aplicables a partir de información geoespacial es el esquema de clasificación morfológica basado en procesos fluviales y propuesto por Flores et al. (2006) como una extensión del esquema propuesto por Montgomery y Buffington (1997). Dicho esquema está basado en el árbol de clasificación mostrado en la Figura 10, el cual permite diferenciar tipos de corriente mediante la utilización de la pendiente longitudinal S_L (m/m) y el índice de potencia específica $S_L A^{0.6}$, donde A corresponde al área de la cuenca aferente (km²) por cada uno de los segmentos de corriente que conforman la red de drenaje.

⁹ ArcMap (<http://desktop.arcgis.com/es/desktop/>); cuenta con la herramienta Stream Link, disponible en la librería Spatial Analyst Tool → Hydrology. MapWindow GIS (<http://www.mapwindow.org/>); cuenta con la herramienta Watershed Delineation. QGIS (<http://www.qgis.org/en/site/>); posee la herramienta r.watershed – Programa de análisis de cuenca hidrográfica.

¹⁰ Una aproximación en Giles y Franklin (1998) y en Hayakawa y Oguchi, T. (2006).

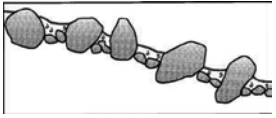
¹¹ Ver Thompson y Takken (2008)

Tabla 6 Características cualitativas de sistemas escalón-pozo.

ESCALÓN – POZO	Vista en planta		
	Perfil longitudinal		
	Material típico del lecho	Los escalones suelen estar conformados por rocas, bolas de roca, madera (troncos), y los pozos suelen tener gravas, cascajo y arenas.	
	Respuesta hidrológica	Ya que poseen alta pendiente, durante tormentas en la cuenca, responden de forma rápida y torrencial. Son capaces de transportar materiales de tamaños comparables con los que se observen en el lecho y/o márgenes.	

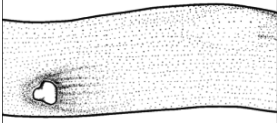
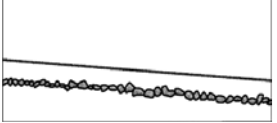
Río Cocorná (Cocorná, Antioquia).
Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 7 Características cualitativas de sistemas de cascada.

CASCADA	Vista en planta		
	Perfil		
	Material típico del lecho	Poseen un lecho conformado en su mayor parte de rocas mayores a 6 cm y a diferencia de los sistemas escalón-pozo, el material está dispuesto en el lecho de forma desorganizada.	
	Respuesta hidrológica	Debido a su alta pendiente, durante tormentas en la cuenca estos sistemas responden de forma rápida y torrencial. Son capaces de transportar materiales de tamaños comparables con los que se observen en el lecho y/o márgenes.	

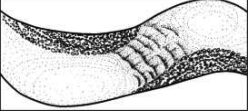
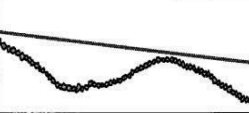
Río Cocorná (Cocorná, Antioquia).
Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 8 Características cualitativas de sistemas de lecho plano.

LECHO PLANO	Vista en planta		
	Perfil		
	Material típico del lecho	Se observan en segmentos con pendiente moderada. El material del lecho contiene rocas y arena, pero posee con mayor frecuencia gravas y guijarros. No desarrollan formas características como en los sistemas escalón-pozo cascada.	
	Respuesta hidrológica	Por tener pendientes bajas, su respuesta hidrológica no es torrencial como aquella en sistemas de mayor pendiente.	

Río Negro (Antioquia) – Estación de monitoreo E18.
Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 9 Características cualitativas de sistemas pozo-cruce.

POZO-CRUCÉ	Vista en planta		
	Perfil		
	Material del lecho	Es común encontrar en las zonas de menor curvatura gravas y material grueso. En tanto que en las zonas de mayor curvatura pueden encontrarse arenas y, en general, material más fino que en los cruces.	
	Respuesta hidrológica	Su respuesta es lenta ya que generalmente posee llanuras inundables anchas que amortiguan las crecientes que vienen desde aguas arriba.	

Río Concepción – Municipio de Alejandría, Antioquia.
Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 10 Características cualitativas de sistemas trenzados.

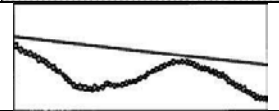
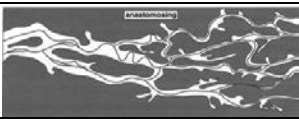
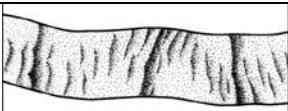
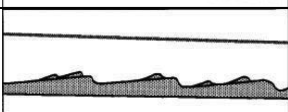
TRENZADO	Vista en planta		 Río Chicamocha en inmediaciones al Parque Nacional del Chicamocha. Fuente: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Rio_Chicamocha_on_PANACHI_05.JPG  Río Tonusco – a la derecha – (Santa Fe de Antioquia). Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).
	Perfil		
	Material típico del lecho	El material de lecho puede ser arena, grava o guijarros, con tamaños relativamente menores que las profundidades características de condiciones de flujo bajas. Dicho material es susceptible de ser transportado en condiciones de flujo cercanos a la condición de banca llena, por lo cual este tipo de sistemas tiene una configuración del lecho altamente cambiante.	
	Patrón de alineamiento	Los ríos trenzados se caracterizan por tener múltiples canales de flujo interconectados y separados por barras o islas que se sumergen en condiciones de banca llena o superiores. Por lo tanto, estos canales pueden considerarse embebidos en un mismo cinturón, a diferencia de los sistemas anastomosados en los que cada uno de los cales posee su propio cinturón característico en condiciones de agua altas.	

Tabla 11 Características cualitativas de sistemas anastomosados y sistemas de dunas.

ANASTOMOSADO	Vista en planta		DUNAS Y ANTIDUNAS	Vista en planta		
	Perfil	Cada uno de los canales puede adquirir formas del lecho transicionales <i>pool-riffle</i> y <i>dunne-ripple</i> teniendo en cuenta las características del material transportado y las bajas pendientes		Perfil		
	Material típico del lecho	La primera definición de sistemas anastomosados fue dada por Schumm (1968) para referirse a corrientes con múltiples canales dominados por cargas de sedimento en suspensión.		Material típico del lecho	Es el tipo morfológico más común asociado a bajas pendientes y lechos de arena. La frecuencia de la movilidad del lecho para amplios rangos de caudal diferencia a los sistemas <i>dunne-ripple</i> de los sistemas <i>pool-riffle</i> .	
	Patrón de alineamiento	Los canales en sistemas anastomosados se encuentran separados por islas extensas y estables que, a diferencia de las barras en sistemas trenzados, no son inundadas durante condiciones por debajo del caudal de banca llena. Por ello es común que en dichas islas se encuentre vegetación abundante que provee resistencia adicional al perímetro de las mismas.		Patrón de alineamiento	Ocupan valles aluviales no confinados y normalmente se encuentran desacoplados de laderas adyacentes.	

VISITE

EL MUSEO DE ARTES Gráficas

MaG⁵⁰
MUSEO DE ARTES GRÁFICAS

ANOS 1964-2014

La Imprenta Nacional de Colombia
fundó el Museo de Artes Gráficas (MaG)
el 30 de abril de 1964, con motivo
de la conmemoración de los **100** años
del *Diario Oficial*.

Visítenos. Carrera 66 N° 24-09, Ciudad Salitre, Bogotá. **Entrada gratuita.**

 @MuseoArtesGrfcs

 museodeartesgraficasmag

www.imprenta.gov.co



3.1.3 Paso 3: Definición de estrategias de adquisición de información

Luego de caracterizar morfológicamente la red de drenaje, se procede a recopilar la respectiva información secundaria y primaria. Como síntesis, en la Tabla 12 se presentan las necesidades básicas de información, su uso dentro del esquema metodológico y sus posibles fuentes de obtención.

Tabla 12 Síntesis de información básica requerida para la estimación y evaluación de caudales ambientales.

Fases	Información	Fuentes de información	Uso principal en la metodología
Fase 2: Estimación de caudal ambiental considerando el funcionamiento ecológico	Secciones topo-batimétricas y mediciones de caudal/nivel por segmento.	Trabajo en campo.	Identificación de métricas hidro-morfométricas de interés ecológico.
		Afijos (sección mojada y orillas).	
		Estudios anteriores (ronda hídrica, adecuación hidráulica).	
		Permisos de ocupación de cauces.	
Fase 3: Evaluación caudal ambiental considerando servicios ecosistémicos	Series de tiempo hidrometeorológicas.	Catálogo IDEAM.	Identificación de métricas hidrológicas de interés ecológico
		Productos globales.	Evaluación de la alteración del régimen de flujo
	Inventario de usuarios del recurso hídrico y obras de infraestructura.	Bases de datos / SIRH / RURH / Permisos y licencias ambientales.	Usos del agua, impactos acumulativos en la cantidad y calidad del agua.
	Datos de calidad del agua (aguas superficiales y vertimientos).	Instrumentos de planificación y administración de los recursos naturales renovables.	Estimación de aprovechamientos para objetivos ambientales relacionados con servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales.
	Talleres y entrevistas.	Trabajo en campo.	Caracterización de las propiedades asimilativas del cuerpo de agua.
			Identificación de problemáticas y conflictos ambientales.

3.1.3.1 Información secundaria

La información secundaria incluye toda aquella información proveniente de la consolidación de productos generados en el marco de los principales instrumentos de planificación y administración de los recursos naturales renovables, y que debe emplearse en el desarrollo e implementación de los diferentes componentes del Nivel 1 de la estructura metodológica.

3.1.3.1.1 Redes de monitoreo

Incluye registros históricos de calidad de agua en cuerpos de agua superficial, de precipitación total diaria y de caudal medio diario, para los cuales se debe llevar a cabo un inventario que contenga la georreferenciación de los sitios de monitoreo, el período de registro y las variables monitoreadas.

3.1.3.1.2 Obras de infraestructura

Las obras de infraestructura que requieren intervención del cauce natural traen consigo diferentes niveles de afectación que van desde la reducción de caudales hacia aguas abajo, la modificación de las propiedades de las corrientes para asimilar la contaminación y la generación de barreras físicas que impiden el movimiento de especies migratorias. Dichos efectos, a su vez, son acumulativos en la red de drenaje, y de ahí la importancia de contar con la georreferenciación de cada nueva intervención. Las obras de infraestructura incluyen, entre otras, las siguientes:

- Pequeñas centrales hidroeléctricas
- Centrales hidroeléctricas
- Acueductos
- Obras de paso (puentes, box culverts, etc.)
- Diques laterales
- Compuertas
- Canalizaciones
- Derivaciones y desviaciones del cauce

La consideración de dicha información es relevante ya que, dependiendo de las características de la intervención que se realice, puede modificarse significativamente la conectividad longitudinal y/o lateral del sistema fluvial de cuerpo de agua.

3.1.3.1.3 Vertimientos puntuales

Teniendo en cuenta el componente de calidad de agua, se deben recopilar los registros históricos de la caracterización de vertimientos puntuales (efluentes directos a fuentes receptoras) sobre los cuerpos de agua.

Con miras a integrar los efectos de dichos vertimientos para el objeto del análisis, es necesario contar con los siguientes atributos:

- Identificador del usuario (código, expediente, nombre, etc.)
- Georreferenciación del sitio de vertimiento, la cual debe guardar correspondencia con la red de drenaje del área de estudio.
- Ciclo diurno del caudal vertido a la fuente receptora.
- Características físicas, químicas y microbiológicas de las aguas vertidas de acuerdo con las variables sugeridas en la Tabla 14 (ver numeral 3.1.3.2.3).

3.1.3.1.4 Información hidrométrica

El objetivo detrás de la adquisición de esta información es poder asignar propiedades geométricas y morfológicas a la red de drenaje del área de estudio, para lo cual podrá consultar la información de modelos hidráulicos implementados y evaluados en los permisos de ocupación de cauce, la definición de las rondas hídricas, estudios de amenaza por inundación o adecuación hidráulica, la evaluación ambiental de vertimientos y los PORH, entre otros que le aplique.

La información descrita es uno de los posibles insumos para estimar el caudal de banca llena asociado a cada tramo modelado, retroalimentando su regionalización junto con las estimaciones basadas en las secciones transversales levantadas en los sitios de monitoreo que se definen en el marco de cualquier programa de monitoreo (Ver numeral 3.1.3.2.1).

3.1.3.1.5 Servicios ecosistémicos

A partir de la definición de caudales ambientales, y de la necesidad de identificar las funciones o servicios vinculados a los ecosistemas que son esenciales para la salud de los mismos y del bienestar humano, se deben considerar las siguientes categorías de servicios ecosistémicos: servicios de soporte y regulación –componentes hidrología, calidad de agua y ecología-, de aprovisionamiento y culturales

De acuerdo con la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos – PNGIBSE (Minambiente, 2012), los servicios ecosistémicos son los beneficios directos e indirectos que la humanidad recibe de la biodiversidad y que son el resultado de la interacción entre los diferentes componentes, estructuras y funciones que constituyen la biodiversidad. En esta política los servicios ecosistémicos se clasifican en los siguientes tipos:

- Servicios de regulación

Se refieren a los beneficios producidos por la regulación o los procesos ecosistémicos, tales como la regulación hídrica y almacenamiento y captura de carbono. En la metodología, estos servicios se abordan principalmente en la estimación del caudal ambiental (Fase 2).

- Servicios de soporte

Son necesarios para la prestación de los demás servicios, especialmente los de aprovisionamiento. Aunque este tipo de servicios no han sido suficientemente estudiados, entre ellos se pueden incluir la producción primaria, la formación del suelo y el ciclo de nutrientes. En la metodología, estos servicios se abordan principalmente en la estimación del caudal ambiental (Fase 2).

Para el logro de los objetivos de conservación que se hayan previsto en áreas protegidas en las que el estado del cuerpo de agua es fundamental para mantener la estructura, composición y funcionalidad del ecosistema acuático y sus rondas hídricas, deberán considerarse como mínimo los aspectos hidro-morfológicos, fisicoquímicos y biológicos necesarios para mantener su estado ecológico y prestación de servicios ecosistémicos. El caudal ambiental en estos casos dependerá de los requerimientos más exigentes para la conservación del hábitat y las especies de mayor relevancia establecidos por la Autoridad Ambiental para el logro del objeto de conservación.

- Servicios de aprovisionamiento

Son los bienes y productos que se obtienen de los ecosistemas. Generalmente los bienes se separan de los servicios para efectos de los estudios de valoración que se realizan como requerimiento de los instrumentos para planificación (e.g. POMCA, PORH) y de los de administración del recurso hídrico (e.g. reglamentación del uso de las aguas y de vertimientos).

Dentro de estos servicios están los diferentes usos del recurso hídrico. Considerando su importancia en el análisis para la identificación de problemáticas y conflictos, se dedica un apartado específico (3.1.3.1.6) para la respectiva estrategia de adquisición de información.

- Servicios culturales

Son beneficios no materiales, tales como la recreación, la contemplación y el turismo, que involucren en muchos casos las decisiones sobre la conservación o protección de ecosistemas cuyos requerimientos pueden ir más allá de lo funcional. Estos beneficios son obtenidos a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas. En función de los requerimientos de esos usos junto con los relacionados con la funcionalidad, si es el caso, debe encontrarse una solución óptima multipropósito.

En la dimensión de los servicios ecosistémicos culturales, puede darse el caso de requerimientos de caudal ambiental que van más allá de los aspectos ecológicos. Comunidades locales e indígenas tienen relaciones únicas y holísticas con la tierra, los ríos, los mares, los recursos naturales y la vida silvestre, en la cual las dimensiones ecológica, espiritual, cultural, económica y social evitan la fragmentación y compartimentación (Posey, 1999). El principio 22 de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (adoptada por la Ley 99 de 1993) establece que "Las poblaciones indígenas y sus comunidades, así como otras comunidades locales, desempeñan un papel fundamental en la ordenación del medio ambiente y en el desarrollo debido a sus conocimientos y prácticas tradicionales. Los Estados deberían reconocer y apoyar debidamente su identidad, cultura e intereses y hacer posible su participación efectiva en el logro del desarrollo sostenible".

Para integrar los requerimientos culturales en el caudal ambiental es necesario considerar al menos los siguientes aspectos (Finn y Jackson, 2011):

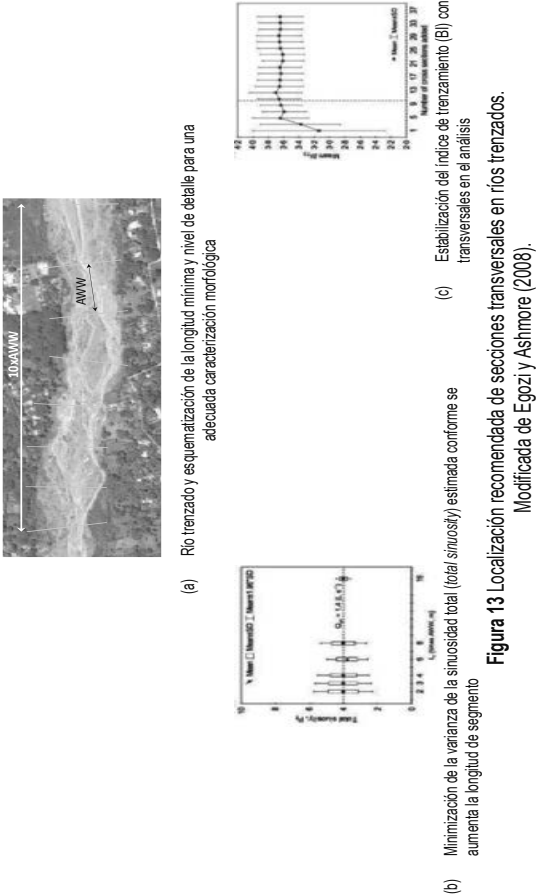
- i) los requerimientos de caudal desde la dimensión biótica pueden ser diferentes a los que podrían ser necesarios para grupos o gremios de biota desde un análisis estándar; ii) los requerimientos pueden obedecer a aspectos culturales tales como por ejemplo caza y pesca, recolección de plantas ribereñas, inmersión, celebración de rituales y ceremonias sagradas; iii) el caudal ambiental debe integrar la visión cosmológica y de la relación humano-naturaleza de la(s) comunidad(es) étnica(s) presente(s) en el cuerpo de agua. Al respecto, la información a considerar debe servir para las siguientes estrategias (Johnston, 2013): i) describir cualitativamente el conocimiento y las relaciones de las personas y los sistemas fluviales, y en consecuencia generar indicadores sociales y culturales que puedan ser usados para definir los requerimientos de caudal ambiental; ii) definir la relación entre los valores culturales y servicios ecosistémicos, generando con ello escenarios de requerimientos de régimen de flujo con los cuales se pueda llegar a optimizar sus interrelaciones y por ende el caudal ambiental.

3.1.3.1.6 Información de usos y usuarios

Los usos del agua están definidos el Decreto 1076 de 2015, el cual establece los usos y sus definiciones con base en las actividades que se realizan. Para identificar los usos del agua, la Autoridad Ambiental debe revisar sus bases de datos y sistemas de información, especialmente el Sistema de Información del Recurso Hídrico – SIRH. Esto porque la calidad de los resultados en la identificación de los usos y usuarios dentro de la estimación del caudal ambiental dependerá de la disponibilidad y calidad de la información disponible. En este sentido, es importante realizar una revisión previa de la información, para determinar así su validez y consistencia y, de ser necesario, complementarla con trabajo en campo. Dicha información también puede obtenerse de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH, cuando estos instrumentos existan.

3.1.3.2.2 Información hidrométrica a escala de tramo

Si bien los planes de monitoreo a los que hace referencia esta metodología están orientados a sitios de monitoreo, la información hidrométrica levantada en los estudios en los que se requiere simulación hidráulica se debe hacer en la escala de tramo. Para la aplicación de las estrategias metodológicas descritas en esta metodología y para fortalecer el conocimiento en tomo a los sistemas fluviales del país, de la Figura 13 a la Figura 15 se presentan algunas consideraciones para el levantamiento topográfico de secciones transversales, siempre que el acceso a la corriente lo permita, orientadas a una adecuada estimación de las propiedades morfológicas del tramo. Para corrientes trezadas, Egozi y Ashmore (2008) proponen levantar secciones transversales con una separación equivalente a la cantidad al ancho medio de flujo para condiciones de caudal alto – AWW (por las siglas en inglés de *Average Wetted Width*), en una longitud como mínimo de 10 veces AWW (ver Figura 13). Con valores por encima de dicha longitud y nivel de detalle, es posible estimar con precisión descriptores del nivel de trezamiento y de tipo morfológico para este tipo de corrientes.



En cuerpos de agua de alta pendiente en los que es común encontrar arreglo de rápidas, caídas y pozos, se ha encontrado que la separación entre caídas varía típicamente entre menos que uno y una vez el ancho característico de la corriente (Chin, 1999; Chin y Wohl, 2005). Dicho ancho corresponde al ancho de banca llena, de acuerdo con los resultados obtenidos en Jiménez y Wohl (2013). No obstante, una regla simple para obtener secciones transversales y/o perfiles longitudinales representativos de las formas del lecho en este tipo de corrientes, es definirlos en las zonas de caída (cresta) y en la zona más profunda de los pozos, siempre que las condiciones de acceso y seguridad así lo permitan (ver Figura 14).

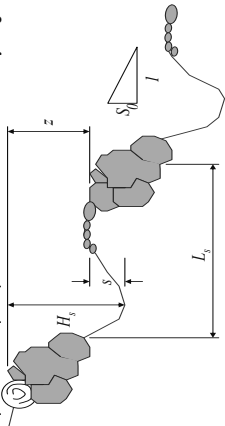


Figura 14 Localización recomendada de secciones transversales en sistemas escalón-pozo, o sistemas transversales rápidas-pozo. H_s representa la altura de la caída, L_s la separación cresta a cresta, z la caída entre crestas y s la profundidad de socavación en el pozo.

En forma análoga, se ha encontrado que en cuerpos de agua de planicie la estimación de descriptores morfológicos es estable cuando se emplean secciones transversales separadas entre 4 a 6 veces el ancho de banca llena de la corriente. No obstante, una regla simple para obtener secciones transversales representativas de las formas del lecho en este tipo de corrientes es definirlos en las zonas de máxima y mínima curvatura del alineamiento del tramo, tal como se ilustra en la Figura 15.



Figura 15 Localización recomendada de secciones transversales en sistemas de planicie.

3.1.3.2.3 Información de calidad de agua

En este numeral se incorporan algunas consideraciones para la recolección sistemática de información de calidad de agua, teniendo en cuenta que los objetivos son: la caracterización estacional de la calidad de agua en el cuerpo de agua, la caracterización de la variabilidad temporal de las cargas contaminantes incidentes y la caracterización de las propiedades del cuerpo de agua para asimilar contaminación.

• Variabilidad estacional de la calidad del agua

Se refiere a la variabilidad temporal de la calidad en el cuerpo de agua, como respuesta a la variabilidad media mensual de caudales, la cual, a su vez, depende de la localización geográfica de un determinado tramo de estudio.

La caracterización de dicha variabilidad puede lograrse mediante la definición de condiciones de frontera – CF o de sitios de monitoreo que capturen los efectos provenientes desde aguas arriba (CF1), en aquellas fuentes tributarias que representen aportes significativos de caudal o generen aportes significativos de carga contaminante (CF3 y CF4, respectivamente) y aguas abajo de embalses, los cuales pueden actuar como un gran reactor (CF2), tal como se muestra en la Figura 16.

• Variabilidad temporal de cargas contaminantes incidentes

Se refiere a la variabilidad temporal de cargas contaminantes incidentes, y aquellas fuentes tributarias que representen aportes significativos de carga contaminante, las cuales pueden representarse en forma agregada como una condición de frontera que recoja sus impactos acumulativos.

A diferencia de la caracterización estacional, ésta propende por capturar las fluctuaciones de carga contaminante debidas a los aportes de vertimientos puntuales en el cuerpo de agua. Lo anterior sugiere la recolección de muestras de agua en las condiciones de frontera definidas (ver Figura 16), con una escala de observación horaria, intra-diaria o diaria, que permita comprender las perturbaciones provenientes desde aguas arriba cuando su localización no sea claramente identificada. Alternativamente, cuando se identifiquen las fuentes contaminantes más significativas aguas arriba, éstas pueden ser caracterizadas directamente y su efecto puede ser transitado hacia aguas abajo mediante alguna estrategia de simulación.

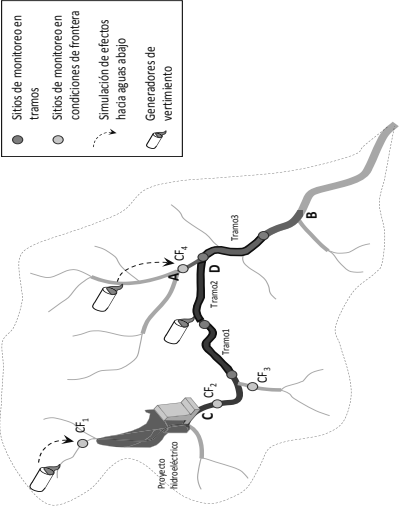


Figura 16 Definición de estaciones de registro de acuerdo con el objetivo del monitoreo. Fuente: Mhambiente-CORNARE (2015).

• Propiedades asimilativas a escala de tramo

En este punto, los esfuerzos deben encaminarse hacia la caracterización de los mecanismos de asimilación (transporte advectivo y dispersivo, transformación fisicoquímica y biológica, velocidades de sedimentación) a escala de tramo, y en la forma en que éstos varían con el caudal transportado.

Es importante aclarar que los tramos en los que se divide el cuerpo de agua para propósitos de modelación de la calidad del agua no necesariamente coinciden con los segmentos geomorfológicos caracterizados como parte de la metodología de estimación de caudales ambientales, teniendo en cuenta que para la definición de los tramos de modelación no sólo se consideran los cambios morfológicos significativos en el tramo de estudio, sino también la localización de fuentes significativas de carga contaminante.

Diferentes estudios a nivel nacional han demostrado que en la escala de tramo las propiedades dispersivas de una corriente pueden inferirse mediante la realización de experimentos con trazadores (e.g. Camacho y Cantor, 2006; González, 2008; Camacho y González, 2008) y que en forma complementaria pueden evaluarse mediante la configuración de modelos de simulación en la misma escala (e.g. Lees et al., 2000; Camacho, 2000). Por otro lado, las tasas de transformación fisicoquímica y biológica y las velocidades de sedimentación de sustancias de interés ambiental pueden estimarse con mayor facilidad en tramos de corriente en los que efectivamente existan aportes significativos de carga contaminante, como aquellos ubicados aguas abajo de cascos urbanos o aguas abajo de descargas puntuales de aguas residuales (ver Figura 17).

• Tipo de muestra

Dependiendo del alcance que se persiga se considera pertinente considerar diferentes tipos de muestra durante la fase de caracterización de la calidad del agua.

En las condiciones de frontera, pueden emplearse muestras compuestas que permitan estimar la carga media durante un período de tiempo ΔT para un caudal determinado, o un intervalo de caudal ΔQ cuando se presenten fluctuaciones de esta variable durante el período ΔT (puntos verdes en la Figura 17). De esta manera, será posible construir una aproximación de la relación Carga – Caudal en las condiciones de frontera definidas, y emplear dicha relación en la estimación de cargas para nuevas condiciones de flujo de interés. Dicha aproximación es especialmente útil en condiciones de frontera de cuencas poco intervenidas, y en las cuales las variaciones de concentración están principalmente asociadas con sustancias de origen no puntual (por ejemplo, sólidos en suspensión) y el régimen de lluvias en la cuenca.

En los sitios de monitoreo que no correspondan a condiciones de frontera (puntos rojos en la Figura 17), pueden considerarse muestreos integrados o puntuales (dependiendo del tamaño del cuerpo de agua, su navegabilidad, acceso, etc.), y cuya recolección sea programada, en la medida de lo posible, de acuerdo con los tiempos de viaje de la masa de agua y la caracterización de sus parámetros hidráulicos y dispersivos.

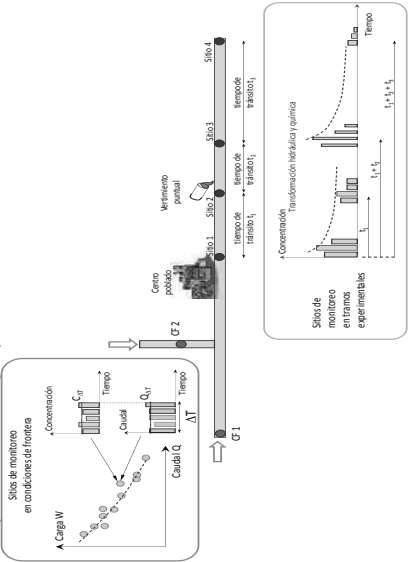


Figura 17 Uso de muestras compuestas e integradas dependiendo del sitio de muestreo definido (condición de frontera o interna). Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

• Variables fisicoquímicas mínimas para monitorear

En la Tabla 14 se presenta el conjunto de variables de calidad de agua mínimas para su análisis en los sitios de monitoreo que integren la red definida. En función de los tipos de forzamiento sobre la calidad del agua existentes, se deberán priorizar otras variables indicadoras a monitorear (e.g. organoclorados y organofosforados en caso de actividades agropecuarias intensivas). Todos los muestreos de calidad del agua deben estar acompañados de la respectiva medición de caudal, de lo contrario la información de calidad del agua no podrá ser tenida en cuenta para la implementación de la presente metodología.

Tabla 14 Variables fisicoquímicas y microbiológicas mínimas para análisis en sitios de monitoreo y vertimientos.			
No.	Variable	Unidades	Análisis en
<i>In Situ</i>			
1	pH ¹	[Unidad]	Vertimientos X Cuerpos de agua X
2	Conductividad eléctrica ¹	[µS/cm]	X X
3	Oxígeno disuelto ¹	[mg/L O ₂]	X X
4	Temperatura del agua ¹	[°C]	X X
<i>Fisicoquímicos básicos</i>			
5	Alcalinidad ¹	[mg/L CaCO ₃]	X X
6	DBO ₅ Total ^{1,2}	[mg/L O ₂]	X X
7	DQO Total/COT ¹	[mg/L O ₂] [mg/LC]	X X
8	Sólidos suspendidos totales ¹	[mg/L]	X X
9	Nitrógeno total ¹	[mg/L N]	X X
10	Fósforo total ¹	[mg/L P]	X X
<i>Microbiológicos</i>			
11	Coliformes totales ¹	[NMP/100mL]	X X
12	E. Coli ¹	[NMP/100mL]	X X
Notas (superíndices):			
1. La medición de los parámetros señalados se requiere para la modelación de la calidad del agua, por lo tanto, su medición es obligatoria tanto en cuerpos de agua como en vertimientos.			
2. Se debe inhibir la nitrificación en laboratorio de las DBO que sean analizadas.			

3.1.3.2.4 Información hidrobiológica

La composición y estructura taxonómica de cada comunidad hidrobiológica se encuentran directamente relacionadas con el régimen de caudal y son factores clave en el establecimiento de la línea base frente a cualquier cambio en las condiciones iniciales del régimen. De esta forma, todos los organismos o comunidades, incluyendo algas, macro-invertebrados acuáticos, peces, vegetación riparia y macrofitas, son potenciales centinelas de las alteraciones en el flujo, ya sea a nivel individual o colectivo, y las respuestas que estos emitan pueden ser traducidas numéricamente en los cambios a través del tiempo en métricas sencillas como la riqueza, abundancia, densidad o biomasa y diversidad. Las comunidades hidrobiológicas deben ser muestreadas en los mismos tramos definidos en el numeral 3.1.3.2.2, dentro de los cuales pueden darse diferentes unidades de análisis y/o hábitats físicos, que pueden ser utilizadas o no como variables suplementarias para análisis que requieran mayor detalle. En la Figura 18 se ilustra un tramo con diferentes unidades morfológicas (poza y rápido). Por su parte, en la Tabla 15 se presentan las métricas ecológicas sugeridas para análisis de sitios de monitoreo.

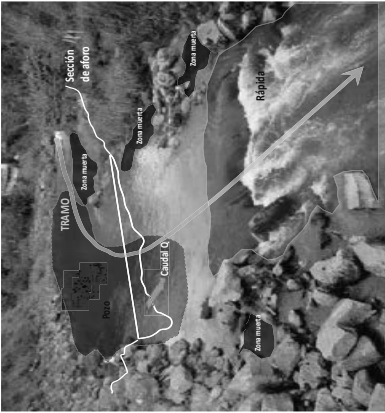


Figura 18 Esquemización del levantamiento integrado de información hidrométrica, fisicoquímica e hidrobiológica en inmediaciones de sitios de monitoreo establecidos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 15 Variables hidrobiológicas sugeridas para análisis en sitios de monitoreo.

Variable hidrobiológica	Métricas ecológicas	
	Algas	• Riqueza taxonómica • Abundancia, Densidad y/o biomasa • Diversidad (ej. Diversidad de Shannon) • Equidad (Ej. Índice de Simpson) • Dominancia (ej. Índice de Simpson)
	Macroinvertebrados acuáticos	
	Peces	
Vegetación riparia y macrofitas		

3.1.3.2.5 Información institucional para la identificación de problemáticas y conflictos ambientales

De acuerdo con la disponibilidad y cantidad de información existente en las bases de datos de la Autoridad Ambiental competente, la metodología para la evaluación del caudal ambiental puede considerarse como una fuente de información del conocimiento y la experiencia de la entidad. La memoria institucional debe ser aprovechada con la finalidad de comprender las problemáticas y conflictos en torno al recurso hídrico, así como para definir los lineamientos y criterios de gestión que se derivan de la estimación del caudal ambiental para ser utilizados en los respectivos instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico.

En línea con lo anterior, se pueden aplicar distintas técnicas de recolección de información, tales como: talleres, entrevistas semi-estructuradas, entrevistas grupales, paneles de discusión, conversatorios, con el fin de acopiar los datos necesarios para analizar las problemáticas y conflictos que se abordan en el componente del estado actual de intervención.

Nota: Cuando la estimación del caudal ambiental se adelante en el marco de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico, se deberán aprovechar las instancias de coordinación y participación correspondientes, haciendo énfasis en la información aportada por los actores de la cuenca en cuanto al objetivo ambiental o la condición ecológica deseada.

3.2 FASE 2: ESTIMACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO

3.2.1 Paso 0: Definir el objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua

La información primaria y secundaria recopilada durante la Fase 1 deberá ser consolidada por la Autoridad Ambiental, con el fin de definir el objetivo ambiental o la condición ecológica que se pretende alcanzar en el cuerpo de agua. Este paso es de especial interés para la aplicación del resto de la metodología, pues a partir del objetivo trazado se definirá la necesidad o no de estimar el régimen hidrológico en condiciones naturales, y se seleccionarán las métricas de interés más apropiadas para cada caso en particular.

El objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua estará asociado a la prestación de algún (o algunos) servicio (s) ecosistémico (s) en particular. En el caso de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, éstos se relacionan con estrategias ambientales para el logro de la preservación o restauración del régimen natural de flujo. En el caso de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, éstos se relacionan con los principales usos para el abastecimiento de las demandas de los diferentes sectores usuarios incluidos aquellos usos relacionados con la percepción, recreación, ritos o pagamentos.

Lo anterior se relaciona con los objetivos ambientales o la condición ecológica del cuerpo de agua definidos por la Autoridad Ambiental en el marco de los instrumentos de planificación o administración del recurso hídrico existentes, que tienen una intrínseca relación con los usos actuales y potenciales del agua, los cuales pueden ser la preservación de flora y fauna (preservando o restaurando los ciclos biológicos de las especies acuáticas o de la ribera), agua para consumo humano y doméstico, agrícola, pecuario, recreativo, industrial, estético y demás usos percibidos por los humanos (al respecto ver artículos 2.2.3.2.7.1., 2.2.3.2.7.6. y 2.2.3.3.2.1. del Decreto 1076 de 2015).

Para el establecimiento del objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua se deberán tener en cuenta los objetivos contenidos en instrumentos de planificación del recurso hídrico en los que se contemplen escenarios futuros para el cuerpo de agua. Particularmente, se deberán considerar los servicios ecosistémicos que se hayan priorizado en instrumentos de escala regional como los Planes Estratégicos de la Macroeuencia, o los usos y objetivos de calidad establecidos para el corto, mediano o largo plazo en instrumentos como el PORH. En caso de no contar con ninguno de dichos instrumentos para un cuerpo de agua en particular, la Autoridad Ambiental deberá definir el objetivo ambiental a partir de los usos del agua actuales y potenciales.

Es importante aclarar que, si bien el objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua estará asociado a la prestación de algún (o algunos) servicio (s) ecosistémico (s) en particular, dicho objetivo no implica la prohibición de la prestación de servicios ecosistémicos diferentes a los priorizados en cada tramo del cuerpo de agua. En otras palabras, la priorización de un servicio ecosistémico implica que el objetivo ambiental

- El porcentaje de cuenca controlada por uno o varios embalses es mayor al 10% de la cuenca vertiente a un tramo de estudio, o el volumen útil de uno o varios embalses es mayor al 10% del volumen del hidrograma de la creciente con período de retorno de 10 años (adaptado de MARM, 2011).
- Valores mayores o iguales a dos (2%) del índice denominado "grado de regulación" (DOR por sus siglas en inglés de "*degree of regulation*") de acuerdo con Lehner et al., (2011). Dicho índice es la proporción del volumen de flujo anual de un tramo de un río que puede ser almacenado aguas arriba por la operación de uno o varios embalses, y calculado para todos los tramos de la red de drenaje. Para la estimación del índice se tiene como referencia la siguiente expresión: $DOR_i = \frac{\sum_{j=1}^n V_{j/e}}{Q_i}$, donde DOR_i es el grado de regulación en un tramo i del río, s el número de embalses aguas arriba del tramo i con almacenamiento total V_e de cada uno, y Q_i es el volumen de esorrentía media anual en el tramo i (ver una aplicación para el río Magdalena en Angarita et al., 2015).
- Cuencas hidrográficas en las que los índices de fragmentación (RFI por sus siglas en inglés de "*river fragmentation index*") y regulación (RRI por sus siglas en inglés de "*river regulation index*") son fuertes y severos de acuerdo con Grill et al., (2015).
- Estimar el índice de alteración del régimen hidrológico, de acuerdo con la propuesta del Servicio de Evaluación Ambiental de Chile (SEA, 2016), mediante la siguiente ecuación: $IAH = \frac{Q_{MT}}{Q_{MA}} \cdot 100$. En ésta, IAH es el índice de alteración del régimen hidrológico (Adimensional), Q_{MT} es el caudal máximo turbinable por la central hidroeléctrica, Q_{MA} es el caudal medio anual actual en el punto de descarga. Valores mayores al 50% indican grado significativo de alteración.
- La cuenca hidrográfica se ha impermeabilizado en más de un 20% de su área de drenaje (ver UK TAG, 2008).
- Calcular los indicadores de alteración hidrológica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1996, 1997, 1998) el cual sirve de soporte para evaluar el grado de alteración de los cambios inducidos sobre cuerpos de agua. El IHA incluye más de 30 parámetros hidrológicos para caracterizar los atributos estadísticos del régimen de flujo, los cuales son relevantes desde el punto de vista del funcionamiento ecosistémico. Estos se agrupan en cinco componentes ambientales del flujo (EFC por sus siglas en inglés) como sigue: caudales extremos bajos, caudales bajos, pulsos de caudal alto, pequeñas inundaciones y grandes inundaciones (Mathews y Richter, 2007). Estos parámetros pueden ser calculados con el programa informático IHA¹³, el cual establece un análisis de "rango de variabilidad" del flujo utilizando un "factor de alteración hidrológico" el cual es útil para comparar una serie antes y después de un disturbio temporal o espacialmente. En tal sentido se considera que el régimen es alterado cuando alguno de los indicadores de alteración hidrológica sea mayor al 40% (ver criterio establecido para el Reino Unido en Holmes et al. 2007) respecto a una condición de referencia en la cual no exista alteración.

En caso que la serie cumpla alguno de los anteriores criterios, y que el objetivo ambiental corresponda a la prestación de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, la misma deberá "re-naturalizarse" o establecer una condición de referencia con el menor grado de alteración posible de estimar con la información disponible. En caso de que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos culturales o de aprovisionamiento, no será necesario re-naturalizar la serie, toda vez que la condición a la que se quiere llegar a futuro corresponde al mantenimiento de los caudales requeridos para la prestación del respectivo servicio, y no al restablecimiento del régimen de caudal.

- Obtención de caudales medios diarios a través de registros de caudal existentes.**

En el numeral 3.1.3.1.1 se incluyó como información secundaria disponible aquella correspondiente a estaciones de registro de caudal. En este caso solo aplica a cuencas hidrográficas en las que la densidad de información hidrológica cumple con los mínimos estándares de calidad y no presenta alteraciones el régimen de flujo acorde con los criterios mínimos establecidos anteriormente.

Igualmente, se deberá considerar la densidad espacial mínima de estaciones de registro de caudales, para que éstas sean representativas del comportamiento hidrológico en la cuenca hidrográfica objeto de estudio. Criterios para ello son los siguientes:

- Según la OMM (2011) la máxima superficie, en km² por estación, por unidad fisiográfica debe ser: 2750 en costas, 1000 en montañas, 1875 en zonas de planicie interior y onduladas, 300 en islas pequeñas, y 20000 en tierras áridas;
- Según IDEAM (2013a) el número mínimo de estaciones se puede estimar considerando la expresión $y = 0.0029x + 3.8667$ donde "y" es el número de estaciones y "x" el área de la cuenca en estudio.

- Obtención de caudales medios diarios a través de simulación**

Para cuencas hidrográficas en las que no se cuente con registros de caudales que cumplan con los criterios descritos en la sección anterior, se deberán estimar las series de caudales medios diarios aplicando procedimientos de modelación hidrológica. Para tal fin, se deben aplicar los protocolos y criterios establecidos por el IDEAM, los cuales incluyen las actividades descritas a continuación (IDEAM, 2018). Independientemente del modelo de transformación lluvia - escorrenτία que se emplee, se recomienda que la simulación de caudales incluya las siguientes fases (IDEAM, 2018; Refsgaard, 1990; Dingman, 2002; ver Figura 20):

- Descripción conceptual del modelo

Se hará una descripción de la forma en la que el modelo representa el proceso a través del cual la precipitación que ingresa a una cuenca se convierte en caudal. Asimismo, es importante conocer la estrategia de discretización topológica del modelo (tanques, celdas, volúmenes, subcuencas, etc.) al igual que los parámetros requeridos para representar cada una de las unidades topológicas. Los modelos de cuenca pueden ser: considerando la representación de la variabilidad espacial del soporte físico (geología, topografía, suelos, coberturas vegetales y usos de la tierra) pueden ser de tipo distribuido o agregado; considerando la representación de la variabilidad temporal de los procesos preponderantes pueden ser de tipo evento o continuos. Teniendo en cuenta que se requiere caracterizar el régimen hidrológico se utilizarán modelos continuos, igualmente para la mayoría de los casos se requiere conocer el comportamiento del régimen hidrológico a lo largo de la red drenaje; por tanto, se sugiere el uso de modelos distribuidos

¹³ Enlace de descarga:
<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/Indicators/HydrologicAlteration/Pages/IHA-Software.aspx>.

corresponde al mantenimiento del régimen de caudales requerido para la prestación del mismo, permitiendo la prestación de servicios ecosistémicos diferentes al priorizado en el tramo, siempre que dicha prestación no genere alteración en los atributos del régimen requeridos para el cumplimiento del objetivo definido.

3.2.2 Paso 1: Caracterizar el régimen (natural o actual) de flujo

El paso 1 consiste en realizar una caracterización de los principales atributos del régimen del flujo los cuales tienen particular influencia en la salud de los ecosistemas acuáticos (magnitud, duración, frecuencia, tasa de cambio, momento de aplicación o de ocurrencia).

El régimen de flujo a caracterizar como referencia dependerá del objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua. Si dicho objetivo corresponde con la prestación de servicios ecosistémicos asociados a soporte o regulación, se deberá caracterizar el régimen natural de flujo, mientras que si dicho objetivo está asociado con servicios ecosistémicos culturales o de aprovisionamiento, la caracterización se deberá realizar considerando la oferta hídrica total en condiciones actuales de alteración y las métricas corresponderán con los usos que se tengan como prioridades partiendo de lo más o lo menos restrictivo.

Los enfoques a utilizar dependerán de la información hidrológica disponible y pertinente, razón por la cual es la primera actividad a realizar para el posterior análisis hidrológico con los métodos que apliquen.

3.2.2.1 Escenarios de disponibilidad de información hidrológica

En función del nivel de instrumentación hidro-meteorológica disponible en la cuenca hidrográfica, de los cuerpos de agua objeto de análisis, se tendrán diferentes escenarios que condicionarán el método a utilizar para la caracterización del régimen hidrológico.

El primer escenario será la disponibilidad de información para un tramo de interés en particular (estación Q_1 en el tramo A-B en la Figura 19); los datos de tal estación para que sean pertinentes deben tener una longitud de registros sistemáticos a escala diaria de al menos 15 años, y no tener dentro de esta longitud más del 10% de datos faltantes; cumplidos tales criterios, se deberán considerar los respectivos análisis de calidad en la información (homogeneidad, consistencia y detección de datos anómalos).

El segundo escenario será la caracterización del régimen hidrológico a lo largo de toda la red drenaje más allá del tramo A-B de la Figura 19 (ejemplos de los tramos C-D y E-F); para ello se puede utilizar un modelo de transformación-lluvia escorrenτία, teniendo en cuenta, además de las estaciones Q_1 y Q_2 , la disponibilidad de estaciones de registro de precipitación P_1 a P_M las cuales cumplan con los criterios anteriormente mencionados respecto de longitud, datos faltantes, calidad. En los casos que no se cuente con información ni de precipitación ni de caudal en la cuenca hidrográfica objeto de estudio, se deberán aplicar técnicas de estimación en cuencas no aforadas (ver por ejemplo Böschl et al., 2013).

El IDEAM provee un listado del catálogo de las estaciones de registro de variables hidro-climáticas administradas tanto por dicha institución como por otras entidades (gubernamentales y privadas) en el plano nacional. En cada caso, la adquisición de dicha información (caudal, precipitación y demás variables climáticas requeridas) deberá tramitarse ante la(s) entidad(es) que corresponda.

Figura 19 Escenarios de disponibilidad de información hidrológica. Fuente: Mirambiente-CORNARE (2015).

Para la información disponible, se hará un inventario que incluya:

- Código y nombre de la estación de registro
- Fuente de información
- Nombre de la estación de registro
- Período de registro
- Elevación (msnm)
- Estado (activa o suspendida)

3.2.2.2 Métodos de referencia

Todo el rango de caudales que circula por una corriente juega un rol importante en el sostenimiento de las necesidades ecosistémicas. De ahí que, independientemente de los métodos para evaluar cualquier grado de alteración hidrológica, los esfuerzos iniciales deban concentrarse en la caracterización del régimen natural o actual de caudales que existen en cada tramo del cuerpo de agua, dependiendo de la condición ecológica deseada, tal como

que a su vez ya incorporan la influencia de la variabilidad espacial del soporte físico, lo cual redundará en una mejor representación de los procesos hidrológicos predominantes en la cuenca de interés.

En cualquier caso, se debe describir la información de entrada requerida por el modelo, los parámetros del mismo, documentar las hipótesis de partida frente a los procesos hidrológicos predominantes y comprobar si las mismas son válidas, evaluando el desempeño del modelo. Finalmente, el modelo hidrológico deberá ser el que reproduzca de manera eficiente los procesos predominantes en la cuenca hidrográfica de estudio.

- Selección o desarrollo de la herramienta de simulación

Este paso se refiere a la descripción del programa de computador (comercial o desarrollo propio) que se emplea para implementar el esquema conceptual definido, indicando las ventajas y limitaciones del mismo en relación con la generación de series de caudal medio diario en el área de estudio.

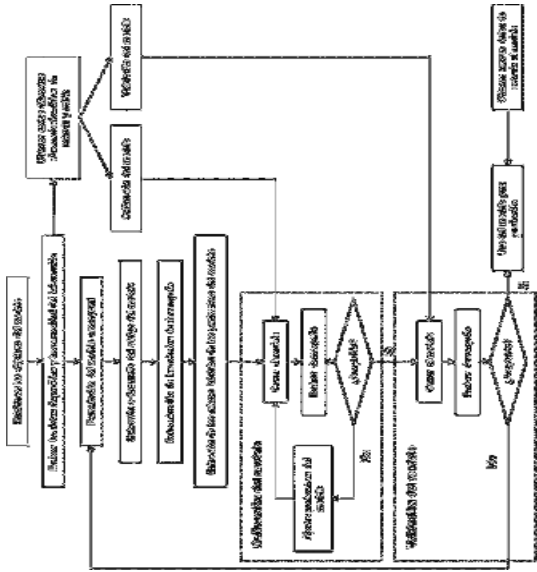


Figura 20 Protocolo de modelación hidrológica. Adaptado de Dingman (2002).

- Configuración del modelo

Se refiere a la preparación de información de entrada¹⁴, y la definición de las cuencas donde serán realizadas las simulaciones. En dicho sentido deben establecerse los sitios del área de estudio en los que serán simuladas series de caudal medio diario. Estos incluyen como mínimo:

- Sitios instrumentados con estaciones de registro de caudal medio diario.
- Sitios de monitoreo de calidad del agua en el marco del instrumento de gestión o administración en los que la estimación de caudal ambiental se emplee como insumo.
- Sitios específicos de aprovechamiento del recurso hídrico en los que se requiera la estimación del caudal ambiental como condicionante de aprovechamiento.

- Estrategia de interpolación de la lluvia

Cuando el escenario de escasez de información así lo exija (ver numeral 3.2.2.1), es necesario acudir a técnicas de interpolación para generar series de precipitación en lugares específicos del área de estudio. En dicho sentido, pueden considerarse técnicas de interpolación de la lluvia ya sea mediante técnicas determinísticas o geoestadísticas (Álvarez, 2007; Álvarez, 2009).

- Criterios de desempeño del modelo

En este paso deben definirse las métricas (función objetivo) a través de las cuales se evaluará cuantitativamente el desempeño del modelo para representar la variabilidad de caudales. En general, se busca que el modelo represente adecuadamente las condiciones medias de flujo (balance de largo plazo), al igual que la magnitud y la duración de eventos extremos máximos y mínimos. Algunos criterios de desempeño pueden encontrarse en Vélez et al. (2010).

- Estrategia de calibración y validación

Una vez configurado el modelo, se procede a su calibración y validación, para lo cual debe describirse la forma en que se emplean los registros de caudal disponibles, así como la forma en que se obtiene el conjunto óptimo de parámetros que permite optimizar los indicadores de eficiencia previamente seleccionados.

Para el proceso de calibración – validación se puede utilizar algunas de la pruebas estándar sugeridas por Klemesß, (1986) y de uso generalizado, en función de la información disponible: i) prueba de división de la muestra de datos en un mismo punto de registro (una parte para calibración otra para validación); ii) pruebas de cuencas próximas para verificar si se puede extrapolar geográficamente el modelo de cuenca en los caos que no se tiene registros (si tiene un punto de interés no aforados, y se tiene dos puntos A y B con registros, se calibra en un punto A y se valida en un punto B, y si los resultados son satisfactoria se puede utilizar en el punto no aforado); iii) prueba diferencial de división de la muestra de datos (utilizado cuando se requiere simular condiciones diferentes a las existentes en un punto de interés con registros como cambios en el clima o en el suelo, por ejemplo si se quiere simular condiciones húmedas, se calibra en el periodo de la serie en condiciones húmedas y se valida en el periodo de la serie en

¹⁴ Deberá hacerse un análisis preliminar de las series de tiempo que se utilicen, con el fin de identificar su homogeneidad y consistencia, de tal forma que se alimente el modelo conceptual con información representativa de la variabilidad climática natural de la lluvia y los caudales en el área de estudio.

condiciones secas); iv) prueba diferencial de división de la muestra de datos y cuencas cercanas (aplicado en los casos en que el modelo pueda ser extrapolable geográficamente y que se refleje cambios en el clima o uso del suelo).

3.2.2.2 Caracterización del régimen anual de caudales

La respuesta hidrológica, en condiciones normales, está mediada por las variaciones del régimen climático a diferentes escalas temporales: tanto por la variabilidad intranual como interanual. Tales variaciones producen un régimen bimodal o monomodal de lluvias (principalmente por el paso de la zona de convergencia intertropical), que modula la respuesta hidrológica, la cual puede a su vez ser modulada por periodos secos o húmedos debido a la afectación de fenómenos macro-climáticos asociados a la variabilidad climática (entre otros fenómenos como El Niño-Oscilación del Sur – “ENOS”).

El fenómeno ENOS es el más estudiado a nivel mundial, y en particular para la región tropical americana donde se encuentra Colombia. De acuerdo con Rahmstorf (2002), en el clima actual la expresión más fuerte de variabilidad climática natural es el fenómeno ENOS, el cual tiene un período variable de 3-7 años y tiene impactos sociales y ecológicos a nivel mundial debido a sus efectos sobre la circulación atmosférica global. Las dos fases del fenómeno ENOS no tienen una periodicidad definida, no son fácilmente predecibles, pero son relativamente frecuentes y son determinantes de la variabilidad natural en la cantidad de agua y sedimentos en los cauces del sistema fluvial. En tal sentido, se utilizarán como referente de ocurrencia de fenómenos ENOS en sus fases fría y cálida, eventos extremos máximos con un período de retorno de 15 años, y eventos extremos mínimos con período de retorno de 10 años. Dichos eventos son los mismos que se utilizan como referente en las métricas de interés ecológico.

En los casos que se cuente con información que documente la influencia de otros fenómenos de variabilidad climática (e.g. Oscilación Decadal del Pacífico) sobre la respuesta hidrológica, tal información debe ser considerada en el análisis para establecer la recurrencia promedio de fenómenos de variabilidad climática cálidos y húmedos en el cuerpo de agua. Como referente se tiene la correlación de diferentes índices de fenómenos macro-climáticos realizada a nivel de subzonas hidrográficas por el IDEAM para el Estudio Nacional del Agua 2014 (IDEAM, 2015). Ese debe ser el punto de partida para considerar la variabilidad climática y la clasificación de eventos como extremos máximos y mínimos. En este caso, la definición de métricas asociadas a fenómenos de variabilidad climática diferentes al ENOS dependerá de la disponibilidad de información que permita relacionar los caudales extremos altos y bajos con índices que permitan establecer la ocurrencia de este tipo de fenómenos. En la medida en que sea posible establecer la recurrencia promedio de este tipo de fenómenos, las métricas asociadas a caudales extremos altos y bajos podrán relacionarse con los respectivos periodos de retorno resultantes del análisis.

De acuerdo con lo anterior, la siguiente etapa consiste en estimar, para cada mes los caudales medios mensuales multianuales y los valores extremos máximos y mínimos. Para la obtención de los valores extremos se deberá considerar lo establecido en el numeral 3.2.3.1.1. Los datos diarios que excedan los valores extremos máximos no serán considerados para la estimación de los caudales mensuales multianuales.

3.2.3 Paso 2: Calcular métricas de interés

En este paso se establecen las métricas hidrológicas e hidro-morfológicas que serán utilizadas en pasos posteriores para la identificación y caracterización de eventos de interés ecológico del régimen de referencia (natural o actual) e intervenido de caudales. La estimación de dicha alteración dependerá de la condición ecológica o el objetivo ambiental trazado por la Autoridad Ambiental para el cuerpo de agua, el cual puede estar definido en algún instrumento de planificación del recurso hídrico (PORH, Plan Estratégico de la Macrocuencia, etc.), o a partir de los usos actuales definidos para cada tramo del cuerpo de agua.

En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes (por ejemplo, cuando el uso actual del agua corresponda con la preservación de flora y fauna, o cuando exista el interés de proteger alguna especie en riesgo de extinción, o relacionada con algún servicio ecosistémico de soporte o regulación), se deberán estimar métricas hidro-morfológicas de interés ecológico que serán utilizadas en pasos posteriores para la identificación y caracterización de eventos de interés ecológico del régimen natural e intervenido de caudales. En caso contrario, se deberán estimar umbrales relacionados con la prestación de los servicios ecosistémicos particulares asociados a los usos del agua actuales y proyectados, de forma que se garantice la prestación de dichos servicios luego del aprovechamiento. A continuación se presenta el procedimiento recomendado para cada uno de los casos mencionados.

3.2.3.1 Métricas de interés ecológico

En esta metodología se consideran cuatro componentes ambientales fundamentales del régimen de caudales (una simplificación de la propuesta original de Mathews y Richter, 2007), las cuales corresponden a valores singulares o específicos de caudal que permiten describir “(...) la forma en la cual un organismo experimenta la variabilidad de caudales de una corriente”. Debido a su carácter ecológico, dichos componentes se proponen como punto de partida para evaluar el máximo caudal aprovechable que permita preservar los atributos del régimen (magnitud, duración, intensidad y momento de ocurrencia) para el cual las comunidades hidrobiológicas se han adaptado, cuando éstas efectivamente existen en un sector específico de la red de drenaje. En la Tabla 16 se describen los componentes ambientales del régimen, al igual que las funciones vinculadas al rango de caudales por encima o por debajo de los mismos.

En particular se resaltan los dos primeros componentes que se obtienen de las características hidro-morfológicas del segmento de interés:

- El primer componente definido en este estudio corresponde al caudal de **conectividad longitudinal** – Q_{L-C} , denotado como tal ya que para su estimación se emplea la relación tiempo-caudal en la escala de tramo o, de otra forma, a partir de la relación de geometría hidráulica para el tiempo de tránsito. Caudales por debajo de dicha magnitud se traducen en la aparición de barreras hidráulicas, entendiendo éstas como condiciones locales que pueden ser permanentes, temporales, naturales o inducidas, que restringen el movimiento de peces en la red de drenaje, ya sea hacia aguas arriba o hacia abajo (Cote et al. 2009).
- El segundo componente corresponde al caudal de barca llena – Q_B o de **conectividad lateral**, el cual puede asociarse (como una variable indicadora) con la maximización del transporte de sedimentos a lo largo de una corriente, así como con la ocurrencia de eventos de desbordamiento de agua y sedimento hacia planicies de inundación o ecosistemas de transición (como humedales y rondonas hídricas). Asimismo, dicha magnitud puede emplearse como característica de los eventos que favorecen la conexión entre cuerpos de agua lóticos y lénticos.

Los cuantiles de Q_{L-C}^{Min} y Q_{L-C}^{Max} fueron considerados en la metodología para tener en cuenta la influencia de los fenómenos con mayor afectación sobre el régimen hidrológico y su variabilidad interanual: fenómeno ENOS, principalmente en la región andina. De acuerdo con los registros históricos

de ocurrencia del fenómeno, las crecidas representativas de las condiciones máximas durante una temporada “normal” de La Niña (fase fría del ENOS) se pueden asociar a una crecida con un período de retorno de 15 años, mientras para condiciones mínimas normales durante El Niño (fase cálida del ENOS) puede ser de 10 años.

Tabla 16 Componentes ambientales del régimen de caudales. Adaptada de Mathews y Richter (2007).			
Componente ambiental del régimen	Función / Relevancia	Definición del evento hidrológico (Mathews y Richter, 2007)	Definición del evento hidrológico (Esta metodología)
Caudales extremos bajos	- Pueden provocar cambios significativos en las propiedades fisicoquímicas del agua. - Secado de las zonas más depřimidas de la llanura de inundación. - Secado de riberas - Aumentos en la temperatura y disminución del oxígeno disuelto. - Reducción de conectividad, restringiendo así el movimiento de algunos organismos acuáticos.	Percentil 10% de los caudales más bajos	Caudal mínimo con período de retorno de 10 años ($Q^{Min}_{T=10}$), el cual es representativo de años hidrológicos secos afectados por fenómenos macro-climáticos como el ENOS.
	- Proveen la magnitud y características (temperatura, velocidad de flujo, conectividad, etc.) de los hábitats acuáticos en la mayor parte del año.	Caudal base en cada mes	Umbral (caudal) por debajo del cual se inducen barreras hidráulicas, es decir, reducción de conectividad - Q_{c} -. Puede estimarse a partir de la construcción de la relación de geometría hidráulica de tramo entre el tiempo medio de tránsito y el caudal (ya sea a partir de experimentos con trazadores, simulación hidráulica o relaciones empíricas)
Pulsos de caudal	- Reducen el estrés al que se ven sometidos algunos organismos acuáticos durante sequías y caudales extremos mínimos. - Disminución de altas temperaturas y bajos contenido de oxígeno disuelto, alcanzados en épocas de sequía, y proveen capacidad de transporte de la materia orgánica que alimenta la red alimentaria acuática. - Favorecen el acceso hacia aguas arriba o hacia aguas abajo para organismos migratorios.	Caudales mayores a los caudales bajos pero menores que el caudal de banca llena	Caudal de banca llena - Q_b - (ver numeral 3.2.3.1.2)
Caudales altos	- Permiten a los peces y organismos móviles acceder a la llanura de inundación y hábitats tales como canales secundarios, humedales, etc. (áreas que proveen altos recursos alimenticios para el rápido crecimiento de especies, y áreas para desove).	Caudales mayores o iguales al caudal de banca llena, pero menores al caudal máximo asociado a un período de retorno de 10 años	Caudal máximo asociado un período de retorno $T=15$ años - $Q^{Max}_{T=15}$. Regionalmente, puede estimarse mediante relaciones de escala Caudal vs. Área de Cuenca (UPME-UNAL, 2000).
Caudales extremos altos	- Pueden transportar cantidades significativas de sedimento, madera y otra materia orgánica, formar nuevos hábitats y renovar las condiciones de calidad del agua, tanto en el cauce principal como en las llanuras de inundación.	Caudales mayores al caudal máximo asociado a un período de retorno de 10 años	

Es importante aclarar que las métricas presentadas en la Tabla 16 y descritas a continuación corresponden a una primera propuesta construida para su aplicación a nivel nacional, sobre la base de su importancia desde el punto de vista ecológico. En todo caso, dichos umbrales podrán ser ajustados por la Autoridad Ambiental en la medida que ésta cuente con mayor información recopilada durante la fase de seguimiento (ver sección 3.4 del presente documento), teniendo en cuenta aspectos como variabilidad climática, no estacionalidad de las series de caudal, índices hidrobiológicos, entre otros.

3.2.3.1.1 Estimación de métricas hidrológicas de interés ecológico
Desde los resultados de la simulación del régimen natural de flujo, para el período de tiempo de referencia, se pueden obtener los valores de los eventos extremos anuales (máximos y mínimos) para el respectivo análisis de frecuencias. Para este último, deberán probarse diferentes funciones de distribución de probabilidad y las respectivas pruebas de bondad de ajuste, para definir cuál es la que mejor representa el comportamiento estadístico de la muestra.
Cuando se realiza el ajuste de una función de distribución de probabilidad a un conjunto de datos hidrológicos, se sintetiza la información probabilística de la muestra. El ajuste puede realizarse mediante el método de los momentos o el de máxima verosimilitud para la estimación de los parámetros de las funciones de distribución. En la literatura técnica se pueden encontrar diferentes familias de distribuciones como por ejemplo las “Normales “

(normal, log-normal, log-normal-III), las de “Valores extremos” (“Extreme Value 1-EV1” o Gumbel para máximos y mínimos, “Extreme Value 2-EV2” o Fréchet, y “Extreme Value 3-EV3” o Weibull para máximos y mínimos), la exponencial, Gamma y las “Pearson” (Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III). Igualmente hay funciones de distribución particulares como las denominadas “TCEV” por sus siglas en inglés de “Two-component extreme value”, “Wakeby” o “Kappa” (ver en Naghettini y Silva, 2017) o funciones de distribución mixtas recomendadas para varias poblaciones como por ejemplo las afectadas por fenómenos de variabilidad climática (ver para Colombia la sugerencia dada por Povoda y Alvarez, 2012 tanto para caudales máximos como mínimos). Respecto a las pruebas de bondad de ajuste, unas de las más utilizadas son la Prueba Kolmogorov-Smirnov y la Prueba Chi Cuadrado. Adicionalmente, se pueden utilizar técnicas de selección de la función más apropiada a través del test de bondad de ajuste Anderson-Darling y los criterios de información Bayesiano y de Akaike (ver Laio et al., 2009).

Teniendo en cuenta el anterior procedimiento, se obtendrán las métricas hidrológicas de interés ecológico tanto para extremos mínimos (caudal mínimo con período de retorno de 10 años - $Q^{Min}_{T=10}$) como para extremos máximos (caudal máximo con período de retorno de 15 años - $Q^{Max}_{T=15}$).

3.2.3.1.2 Estimación de métricas morfométricas de interés ecológico

- Relación tiempo - caudal

El caudal que fluye por una corriente alcanza una magnitud Q_{t-Q} para la cual emergen en el tramo barreras hidráulicas caracterizadas por bajas profundidades y altas velocidades (en especial en ríos de alta pendiente), tal como se ilustra en la Figura 21 para un segmento de corriente característico en zonas de alta pendiente.



Figura 21 Perfiles de flujo en un tramo de alta pendiente y visualización de barreras hidráulicas cuando el caudal alcanza la magnitud Q_{t-Q} . Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Por debajo de dicha magnitud Q_{t-Q} , ocurren incrementos significativos del tiempo de residencia en el tramo ante pequeñas disminuciones de caudal, lo cual puede llegar a ser desfavorable cuando llegan cargas contaminantes significativas ya que en las unidades de meso-habitat aisladas hidráulicamente, y que son a su vez refugio potencial de especies, puede agotarse rápidamente el oxígeno disponible.

Para estimar el caudal Q_{t-Q} se propone construir el diagrama tiempo de residencia vs caudal para cada uno de los tramos definidos en el numeral 3.1.2.4 o en aquellos en los que se cuente con información detallada. Dicho diagrama representa el tiempo medio de tránsito - t_m - que un soluto emplea para moverse desde el extremo aguas arriba del tramo hasta el extremo aguas abajo del mismo. Para obtener el diagrama t-Q pueden considerarse las siguientes alternativas:

- Caso 1: ausencia de información hidráulica detallada
Se propone emplear en ríos de alta pendiente (morfologías step-pool, cascade o transicionales) la aproximación propuesta por Jiménez y Wohl (2013) y para ríos de baja pendiente (plane bed, pool-riffle, dunne-ripple) el modelo MDLC propuesto por Camacho y Lees (1999).
Para el primer caso, una aproximación al diagrama tiempo-caudal se puede lograr mediante las relaciones adimensionales dadas en la Tabla 17. Aproximaciones análogas pueden encontrarse en Ferguson (2007). Para el segundo caso (corrientes limitadas por capacidad) se propone emplear el modelo MDLC (Multilinear Discrete Lag-Cascade). Esta aproximación, conceptualiza el transporte de caudales a lo largo de un tramo, combinando el tránsito a lo largo de n embalses lineales con un coeficiente de almacenamiento K, con un canal lineal caracterizado por un parámetro de retraso advectivo τ (Figura 22).

Tabla 17 Relaciones empíricas para la estimación de tiempos de tránsito en la escala de tramo, en ríos de alta pendiente.

Referencia	Relación empírica	Definición de variables
Jiménez y Wohl (2013)	$q^* = \frac{Q}{W_B \sqrt{g H_s^3}}$	Q: caudal W_B : ancho de banca llena medio en el tramo
	$t_m^* = \frac{t_{m\sqrt{g H_s}}}{L_R}$	g: gravedad H_s : altura promedio de los escalones o caídas características del tramo L_R : longitud del tramo
Comiti et al. (2007)	$q^* = \frac{Q}{W \sqrt[3]{g D_{84}^3}}$	Q: caudal W: ancho de flujo g: gravedad D_{84} : diámetro característico del sedimento, correspondiente al 84% de la curva granulométrica
	$t_m^* = \frac{t_{m\sqrt{g D_{84}}}}{L_R}$	L_R : longitud del tramo

Una de las ventajas del modelo MDLC es que la estimación de sus parámetros puede hacerse a partir de las propiedades geométricas de un tramo para cualquier condición de flujo, de acuerdo con las ecuaciones [1] a [4], donde c_0 denota la celeridad de onda cinemática, U_0 la velocidad media de flujo, F_0 el número de Froude, L_R la longitud del segmento, y_0 la profundidad normal y S la pendiente del segmento.

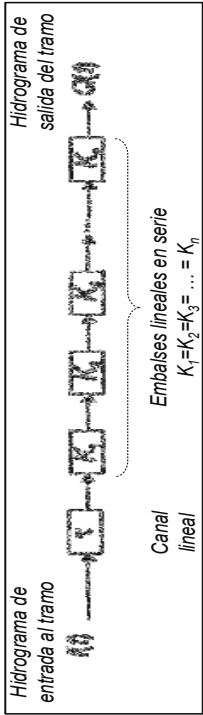


Figura 22 Estructura del modelo MDLC (tomada y modificada de Camacho y Lees, 1999).

$$K = \frac{3}{2m} \left[1 + (m-1)F_0^2 \right] \left(\frac{y_0}{SL_R} \right) \left(\frac{L_R}{mV_{media}} \right) \quad [1]$$

$$n = \frac{4m}{9} \frac{[1 - (m-1)^2 F_0^2]}{[1 - (m-1)F_0^2]} \left(\frac{y_0}{SL_R} \right) \quad [2]$$

$$\tau = \left(\frac{L_R}{mV_{media}} \right) \left\{ 1 - \frac{\frac{2}{3}[1 - (m-1)^2 F_0^2]}{[1 - (m-1)F_0^2]} \right\} \quad [3]$$

$$t_m = m(nK + \tau) \quad [4]$$

De acuerdo con el modelo anterior, una aproximación al tiempo medio de viaje en el tramo, t_m , viene dado por la ecuación [5].

$$t_m = m(nK + \tau) \quad [5]$$

• Caso 2: información hidráulica detallada

Corresponde al caso en el que se cuenta con un modelo hidráulico de detalle en la escala de tramo, a partir del cual es posible llevar a cabo simulaciones para diferentes condiciones de flujo, evaluando así el correspondiente tiempo de tránsito (para la implementación de este tipo de modelos deberán tenerse en cuenta los protocolos establecidos por el IDEAM (2018)). Asimismo, cuando se cuenta con diferentes experimentos con trazadores realizados para diferentes condiciones de flujo, tal como se ilustra en la Figura 23.

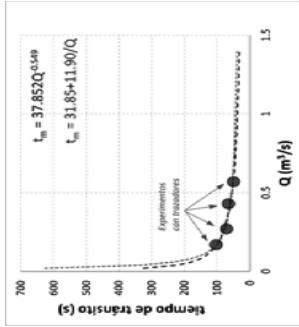


Figura 23 Aproximación al diagrama t-Q empleando experimentos con trazadores. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Una vez se cuente con el diagrama t-Q (ver ejemplo en Figura 24), resta estimar a partir de éste el caudal Q_{t-Q} , el cual viene dado por la abscisa del punto de máxima curvatura en el diagrama o punto de quiebre. Un método para identificar el punto de quiebre es seleccionar el punto en la curva donde la pendiente $\Delta t_m / \Delta Q$ alcanza un valor igual a -1 luego de normalizar ambos ejes respecto al valor máximo (Gippel y Stewardson, 1998).

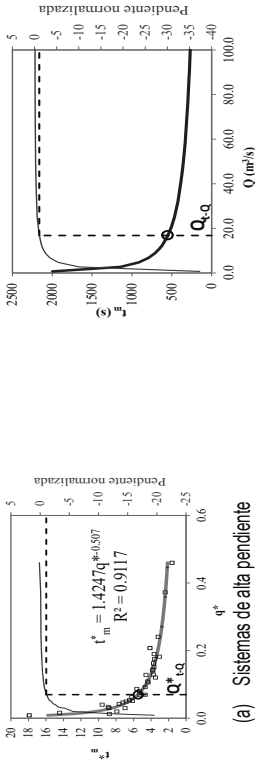


Figura 24 Identificación de métrica Q_{t-Q} a partir diagramas tiempo caudal: en sistemas de alta pendiente según Jiménez y Wohl (2013) y en sistemas de planicie de acuerdo con el modelo MDLC (Camacho y Lees, 1999).

Finalmente, el caudal Q_{t-Q} estimado en forma independiente para cada uno de los tramos puede ser regionalizado empleando como variables de escala el área de cuenca y la pendiente del tramo. Un ejemplo de ello se ilustra en la Figura 25 para la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare – CORNARE.

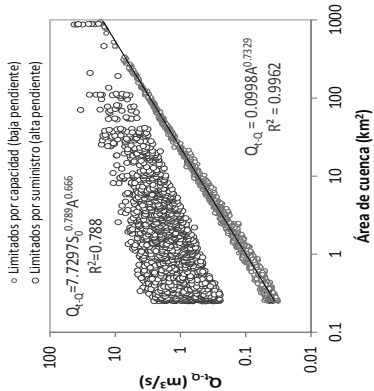


Figura 25 Regionalización del caudal Q_{t-Q} como una función del área de cuenca y la pendiente del tramo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Como se aprecia en la Figura 25, la regionalización para dicho caso de estudio tiene un nivel de ajuste aceptable para río limitados por capacidad (ríos de baja pendiente), mientras que en ríos limitados por suministro (alta pendiente) el ajuste es pobre: para una misma área se dan diferencias entre 1 y 2 órdenes de magnitud en el valor de Q_{t-Q} .

• Caudal de banca llena

La información hidrométrica disponible (primaria y secundaria) se emplea en este paso para estimar el caudal de banca llena¹⁵ - Q_b - en diferentes sitios del área de estudio, así como el ancho de flujo - W_b y profundidad de flujo - H_b correspondientes. Dicha información es requerida como insumo para la definición de las componentes ambientales del régimen y para la parametrización de las propiedades geométricas de la red de drenaje en sitios desprovistos de información.

En este punto cabe recordar que la información hidrométrica disponible puede incluir modelos hidráulicos configurados en el marco de estudios previos y secciones transversales y propiedades hidráulicas levantadas en el marco de planes de monitoreo y/o seguimiento, tal como se ilustra en la Figura 26.

Las propiedades de banca llena pueden estimarse como el promedio (cuando se cuenta con modelo hidráulico) o como un valor singular (cuando se cuenta sólo con una sección transversal) correspondiente al estado de flujo que maximiza la potencia específica de la corriente $\omega = \gamma Q S_0 / W$, donde γ es el peso específico del agua, Q es el caudal que fluye a través del segmento o sección transversal, S_0 es la pendiente media del segmento y W es el ancho superficial de flujo. Alternativamente, dicha condición puede identificarse de acuerdo con la propuesta de Radecki-Pawlik (2002), la cual sugiere la identificación de la condición de banca llena cuando la relación ancho profundidad - W/H - alcanza un mínimo local.

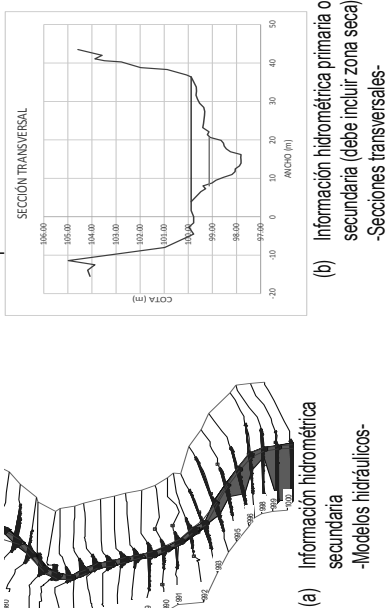
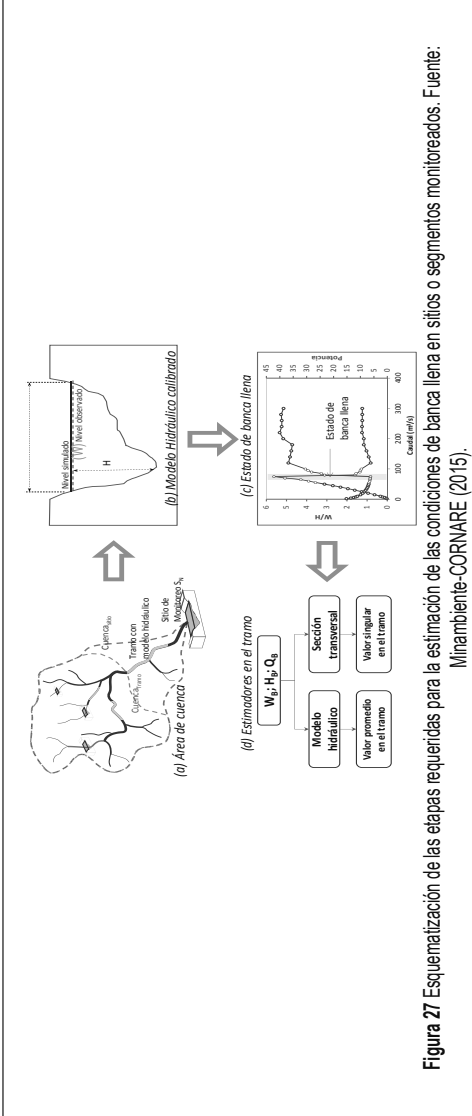


Figura 26 Esquematización de la información hidrométrica disponible. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

En la Figura 27 se ilustran las etapas de los métodos sugeridos. La primera etapa consiste en determinar para cada tramo o sitio de monitoreo el área de cuenca que allí drena.

¹⁵ La condición de banca llena corresponde a aquella condición a través de la cual se puede obtener una aproximación del caudal dominante de una corriente, la cual maximiza el trabajo geomorfológico (Carling, 1988). Lo anterior implica que caudales cercanos a dicha magnitud son responsables de varios de los atributos morfológicos y geométricos a lo largo de un segmento de corriente específico. Asimismo, dicha condición geomorfológica es ampliamente empleada para llevar a cabo comparación de procesos fluviales en múltiples escalas de análisis.



Posteriormente, se requiere que en cada una de las secciones transversales se puedan simular condiciones hidráulicas para cualquier caudal, implementando para ello un modelo hidráulico calibrado. Como alternativa, cuando se cuente con secciones transversales, se podrán emplear los atributos hidrométricos levantados durante las jornadas de aforo para simular hidráulicamente (e.g. a través de modelos de flujo uniforme) condiciones de caudal diferentes a las observadas en campo.

En la tercera etapa, se estiman para diferentes condiciones de flujo las métricas WH y ω , las cuales permiten identificar aquel estado en el que la primera alcanza un mínimo local y la segunda un máximo local. Es importante hacer verificaciones con las observaciones y evidencias hechas en campo, ya que en una sección transversal pueden existir diferentes estados que conlleven a dicha condición numérica. Finalmente, las propiedades de banca llena pueden estimarse de acuerdo con la etapa 4 ilustrada en la Figura 27.

Alternativas de regionalización de propiedades hidrométricas

En un contexto regional, la información hidrométrica levantada permite llevar a cabo la parametrización de la red de drenaje en términos de su *geometría hidráulica*¹⁶ (Leopold and Madock, 1953; Burns, 1998; Vianello and D'Agostino, 2007; Parker et al., 2007).

El objetivo de este paso es lograr una aproximación al dimensionamiento de tramos de corriente en sitios en donde no existe información disponible. Para dimensionar o escalar los cauces hacia aguas abajo se proponen como punto de partida las relaciones de geometría hidráulica sugeridas por Jiménez (2015), a partir de las cuales es posible estimar el ancho de banca llena $-W_b$ como una función del área de cuenca $-A$ - y su tipo morfológico (Figura 28). Dichas relaciones se diferencian para aquellos tipos morfológicos considerados en el sistema de clasificación morfológica de Flores et al. (2006, ver numeral 3.1.2.4). Por otro lado, la información provista por dichos diagramas puede retroalimentarse a nivel nacional con las parejas de valores (A, W_b) que se obtengan para los sitios de monitoreo y/o en los tramos que poseen modelo hidráulico.

Por otro lado, en la Figura 29 se muestra que W_b y H_b por sí solos no permiten representar la variaciones de propiedades hidráulicas para otras condiciones de flujo diferentes a Q_b , para lo cual pueden emplearse las secciones transversales disponibles con el fin de establecer relaciones adimensionales de la forma dada por las ecuaciones [6] y [7] (Orlandini y Rosso, 1998; Mejía y Reed, 2011), donde W_b , H_b y Q_b corresponden a las condiciones de banca llena estimadas en las secciones transversales disponibles, W y H las condiciones asociadas a cualquier caudal Q , y a_1 , a_2 , b_1 y b_2 son los parámetros de la sección que al ser adimensionales se pueden emplear como una aproximación en otros sitios con configuración morfológica semejante.

$$\frac{W}{W_b} = a_1 \left(\frac{Q}{Q_b} \right)^{b_1} \quad [6]$$

$$\frac{H}{H_b} = a_2 \left(\frac{Q}{Q_b} \right)^{b_2} \quad [7]$$

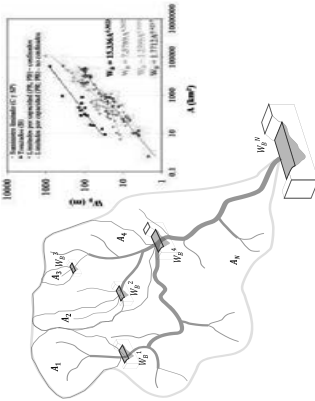
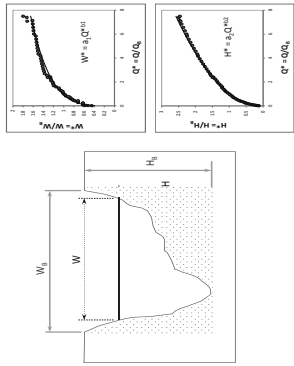


Figure 28 Esquematzación de la geometría hidráulica hacia aguas abajo para el ancho de banca llena. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

¹⁶ Dicho concepto se refiere a las relaciones que pueden establecerse entre las propiedades geométricas (ancho, profundidad de flujo, etc.) e hidráulicas (velocidad, rugosidad, etc.) de una corriente y el caudal transportado, de acuerdo con relaciones como las mostradas en la Figura 27 para el ancho de flujo y la profundidad de flujo en una sección transversal, o en la Figura 28 para el ancho de banca llena a lo largo de la red de drenaje.



Métricas asociadas a la prestación de servicios ecosistémicos

Para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el mantenimiento o restauración de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, se deben establecer métricas que permitan mantener la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en el tramo, sin afectar los servicios ecosistémicos prestados por el cuerpo de agua en tramos localizados aguas abajo. Dicha priorización debe tener en cuenta las disposiciones normativas vigentes en la materia, incluyendo lo dispuesto en el artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015, así como los servicios públicos que hagan uso del recurso en cada tramo del cuerpo de agua, de acuerdo con las definiciones de la Ley 142 de 1994.

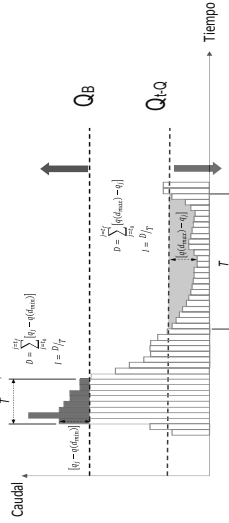
Por ejemplo, cuando el tramo de análisis tenga asociado un uso correspondiente a consumo humano y doméstico o usos agropecuarios (literales a, b, c y d del artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015), se debe garantizar, en lo posible, el mantenimiento de las magnitudes de caudal requeridas para dichos usos, sin afectar los servicios ecosistémicos prestados hacia aguas abajo. Por su parte, cuando se prioricen los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento relacionados con el uso para generación de energía (literal e del artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015), se deberán tener en cuenta criterios relacionados con la prestación del servicio público, incluyendo la calidad y continuidad del servicio, así como las magnitudes asociadas a la energía firme requerida. Finalmente, cuando la prioridad corresponda con otros fines industriales (servicios ecosistémicos de aprovisionamiento) o usos recreativos (servicios ecosistémicos culturales), la autoridad ambiental deberá considerar el atributo magnitud del régimen de caudal que permitirá la prestación del respectivo servicio, sin afectar los servicios ecosistémicos prestados hacia aguas abajo.

Para la definición de los umbrales mencionados en el párrafo anterior, la autoridad ambiental deberá usar la información recopilada durante la Fase 1 de la metodología, para definir las magnitudes asociadas al máximo aprovechamiento permisible en el tramo. Adicionalmente, se recomienda que la autoridad ambiental implemente o fortalezca su red de monitoreo de caudales, con el fin de contar con un soporte para la toma de decisiones que permita, por ejemplo, la implementación de un modelo hidráulico del tramo de interés que permita establecer relaciones entre caudal y profundidad de flujo (u otras variables hidráulicas), y así definir los caudales mínimos que permiten la prestación de un determinado servicio ecosistémico (para la implementación de este tipo de modelos deberán tenerse en cuenta los protocolos establecidos por el IDEAM (2018)).

En este orden de ideas, el procedimiento consiste en identificar los caudales requeridos para sostener la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en cada caso, obteniendo como resultado el máximo caudal que se podrá aprovechar sin afectar los usos existentes. Por lo anterior, las métricas asociadas a la prestación de servicios ecosistémicos se relacionan principalmente con el atributo magnitud del régimen de caudales que permite prestar los servicios ecosistémicos priorizados en cada tramo del cuerpo de agua (por ejemplo, en caso que exista una bocatoma para consumo humano en el tramo de estudio, la métrica asociada a la prestación de este servicio puede corresponder con la magnitud de caudal requerida para tal uso). De manera adicional, se podrán incorporar otros atributos del régimen en el análisis, cuando se considere que su mantenimiento es necesario para la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados.

3.2.4 Paso 3: Identificar y caracterizar los eventos de interés del régimen de referencia

En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes, se deben caracterizar los eventos de interés de las series de caudal medio diario simuladas u observadas. Dicha caracterización debe incluir la estimación de la duración T , la magnitud D y la intensidad I de aquellos eventos que se encuentran por encima de la métrica Q_b y por debajo de la métrica $Q_{k,0}^{Max}$, $T_{T=15}$; y por debajo de la métrica $Q_{k,0}$ pero por encima de la métrica $Q_{k,0}^{Min}$, tal como se ejemplifica en la Figura 30. El rango de valores se constituye entonces en la serie de caudales que probablemente mantendrían la sostenibilidad de dinámicas ecosistémicas similares a las establecidas históricamente, en escala ecológica, por el régimen de caudales del cuerpo de agua evaluado, considerando la variabilidad.



El procedimiento consiste en identificar y separar para cada mes, cada uno de los eventos de interés ecológico esquematizados en la Figura 31, obteniendo así una muestra estadística cuya representatividad será mucho mayor conforme mayor sea la longitud de la serie de caudales simulada (u observada cuando se cuenta con éstas). La separación de eventos se debe realizar teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Un evento de interés está comprendido por los valores diarios de caudal comprendidos por encima de la métrica Q_B (eventos máximos) y por debajo de la métrica $Q_{A,Q}$ (eventos mínimos).
- La duración del evento corresponde al período de tiempo comprendido entre los dos momentos en los que la serie de caudal cruza la respectiva métrica de interés.
- Los eventos extremos máximos y mínimos, relacionados con la variabilidad interanual del régimen hidrológico, son aquellos cuya magnitud está por encima de la métrica $Q_{Max-T=15}$ o por debajo de la métrica $Q_{Min-T=10}$. Para la separación de estos eventos, se debe tener en cuenta la correlación directa de los mismos con magnitudes que cruzan los umbrales respectivos por máximos (Q_B) o por mínimos ($Q_{A,Q}$). En tal sentido, la magnitud y la duración del evento deberán ser calculadas teniendo en cuenta el período de tiempo comprendido entre los dos momentos en los que la serie de caudal cruza las métricas Q_B (eventos máximos) o $Q_{A,Q}$ (eventos mínimos).

Figura 31 Visualización de serie de tiempo de caudales y métricas definidas por los componentes ambientales del régimen $Q_{A,Q}$ y Q_B , $Q_{max-T=15}$ y $Q_{min-T=10}$. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

La Tabla 18 presenta un ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena y por debajo de $Q_{Max-T=15}$.

Evento	Mes	Fecha Inicial	Fecha Final	Duración (días)	Magnitud (m^3)	Caudal ($m^3/día$)
1	1	04/01/1989	06/01/1989	3	13.2983	4.4327666
2	1	21/01/1989	21/01/1989	1	1.005917	1.0059169
3	1	23/01/1989	23/01/1989	1	2.821806	2.82180556
4	2	20/02/1982	22/02/1982	3	4.681198	1.56039927
5	2	09/02/1993	10/02/1993	3	4.236127	2.11806359
6	2	15/02/1999	16/02/1999	2	1.186896	0.59344804

Tabla 18 Ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena Q_B y por debajo de $Q_{Max-T=15}$.

La muestra conformada permite definir, para cada mes, el número de eventos, la media, desviación estándar, cuartiles y valores extremos para la duración T , magnitud D , e intensidad I , estableciendo así una línea base del régimen de dichos eventos analizados.

Por su parte, para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, este paso de la metodología no aplica, y se debe proceder a la definición de la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales, tal como se describe a continuación.

3.2.5 Paso 4: Generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales

Este paso consiste en establecer el límite de aprovechamiento que tendría el cuerpo de agua en cada tramo de análisis sin producir alteración significativa de los atributos de interés del régimen natural de flujo obtenidos en el paso anterior o sin afectar los servicios ecosistémicos prestados por el cuerpo de agua. Para ello, se propone un proceso iterativo a partir del cual es posible estimar mes a mes el porcentaje máximo de caudal que podría extraerse (captarse, desviarse, etc.) teniendo como referente el caudal medio mensual para cada mes.

El primer paso consiste en definir el caudal extraído mes a mes como un porcentaje P del caudal medio mensual, tal como se ilustra en la Figura 32. Para el ejemplo presentado a continuación, se han definido porcentajes P variables para cada mes, obteniendo 12 valores para el año; sin embargo, dependiendo de la condición ecológica deseada u objetivo ambiental, así como de las particularidades de cada proyecto, obra o actividad, es posible proponer un único valor de P para todo el año, o valores variables por mes en función de las métricas o umbrales que deben ser garantizados.

Figura 32 Caudal de aprovechamiento mensual como un porcentaje P del caudal medio mensual. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Teniendo en cuenta lo anterior, el máximo caudal aprovechable para cada mes será estimado aplicando la siguiente ecuación:

$$q_j = \frac{P}{100} Q_{mensual}^j ; \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$$

Donde:

- q_j es el máximo caudal aprovechable para el mes j
- P_j es el porcentaje de aprovechamiento definido para el mes j
- $Q_{mensual}^j$ es el caudal medio mensual para el mes j

Posteriormente, a partir de la serie de caudales actuales $Q(t)$, simulados u observados, se debe estimar la serie diaria de caudales aguas abajo $Q^*(t)$, aplicando la siguiente ecuación:

$$Q_{i,j}^* = \begin{cases} Q_{i,j} - q_j ; & \text{si } Q_{i,j} - q_j > Q_{m\u00ednimo}^j \\ Q_{m\u00ednimo}^j ; & \text{si } Q_{i,j} - q_j < Q_{m\u00ednimo}^j \end{cases} \quad \forall i = 1, ..., N \text{ d\u00edas y } \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$$

Donde:

- $Q_{i,j}^*$ es el valor de caudal diario después del aprovechamiento, para el día i y el mes j
- $Q_{i,j}$ es el valor de caudal simulado u observado, para el día i y el mes j
- q_j es el caudal aprovechable para el mes j
- $Q_{m\u00ednimo}^j$ es el caudal mínimo diario, observado o simulado, para el mes j (excluyendo los eventos mínimos extremos).

Finalmente, la serie diaria de caudales aprovechables se estima mediante la siguiente ecuación:

$$Q_{i,j}^{Aprov} = Q_{i,j} - Q_{i,j}^* ; \forall i = 1, ..., N \text{ d\u00edas y } \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$$

Donde $Q_{i,j}^{Aprov}$ es el valor de caudal aprovechable diario, para el día i y el mes j .

Nótese que los valores mensuales de aprovechamiento P_j corresponden al máximo caudal aprovechable teórico para cada mes, los cuales pueden ser menores al ser estimados considerando el caudal diario del sistema y el caudal mínimo diario de referencia para el respectivo mes. En otras palabras, el caudal diario captado debe permitir que, como mínimo, aguas abajo del aprovechamiento se mantenga un valor de caudal equivalente al mínimo observado o simulado de la serie histórica, para el respectivo mes, excluyendo los valores diarios mínimos extremos (valores menores al caudal mínimo con período de retorno de 10 años).

3.2.6 Paso 5: Identificar los eventos de interés para la serie alterada de caudales o niveles

Partiendo de la serie de caudales obtenida aguas abajo $Q^*(t)$, es posible aplicar nuevamente el proceso de identificación y caracterización de los estadísticos de los eventos de interés ecológico utilizando las mismas métricas del Paso 3, en caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes.

Por su parte, para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, se debe usar la serie de caudales obtenida aguas abajo $Q^*(t)$ para verificar que la regla de aprovechamiento definida no interfiere con los servicios ecosistémicos priorizados para cada tramo del cuerpo de agua, aguas abajo del tramo estudiado.

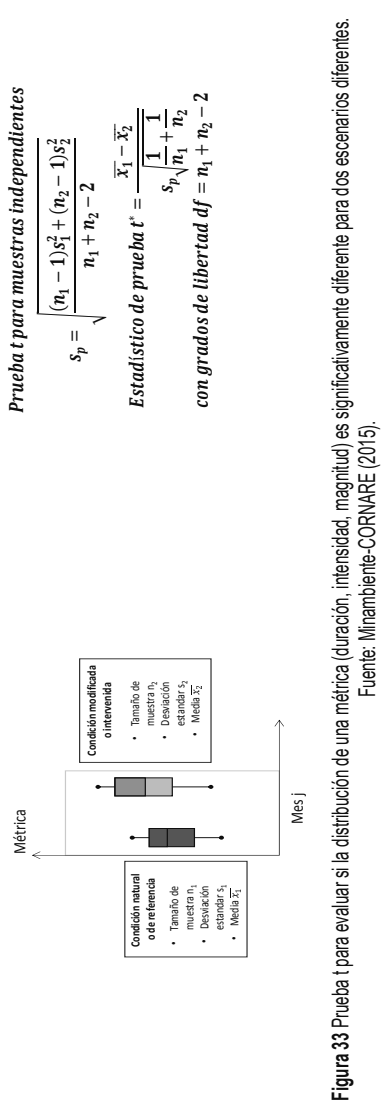
3.2.7 Paso 6: Evaluar iterativamente la alteración del régimen de flujo a partir de los resultados de los pasos 3 y 5

En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes, la comparación entre las condiciones naturales y las posteriores al aprovechamiento puede hacerse mediante una prueba estadística t para muestras independientes, la cual se lleva a cabo mes a mes para cada uno de los eventos de interés ecológico de variación intra-anual identificados y sus atributos (duración, magnitud e intensidad)¹⁷. La prueba t a utilizar deberá ser de dos colas con un nivel de significancia de 0.05 y se deberá comprobar previamente para su aplicación que las varianzas sean idénticas o diferentes; mediante la aplicación de una prueba estadística F . De esta manera es posible definir para cada mes el máximo caudal aprovechable que no induce alteración del régimen hacia aguas abajo. En la Figura 33 se ilustra la comparación entre la variabilidad mensual de las duraciones de un evento en condiciones naturales (diagrama de cajas azules) y luego del aprovechamiento P (diagrama de cajas rojas) a partir de una prueba t de Student con varianzas idénticas.

Es importante anotar que se sugiere la prueba t por su facilidad en la aplicación y agilidad en el proceso iterativo; esta prueba ha mostrado resultados satisfactorios en muestras donde su tamaño no es muy pequeño y no existe mucha asimetría en la distribución alrededor de la media (Larsen y Marx, 1986); sin embargo, dada la usual asimetría de las distribuciones de probabilidad asociadas con las variables hidrológicas y los pequeños tamaños de las muestras de datos, tal aproximación tiene limitación en su aplicación (Naghetini y Silva, 2017). Para solucionar tal inconveniente, se sugiere el uso de pruebas alternativas como las de Spearman (Spearman, 1904) o Kendall (Kendall, 1938), las cuales no asumen normalidad en la distribución de probabilidades ni están limitadas por el tamaño de la muestra. Igualmente, son de fácil implementación y amplio conocimiento y aplicación.

¹⁷ Para la aplicación de la prueba estadística t se recomienda tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- Es aplicable sólo para meses con la relación #eventos (altos o bajos) / mes $I \neq$ Total meses i en la serie $> 20\%$.
- Es aplicable en los casos que la desviación estándar de las características duración e intensidad sean mayores a 1.
- La prueba se debe aplicar a los atributos magnitud e intensidad o magnitud y duración y puede variar mes a mes.



Los resultados que se obtienen en un sitio específico de análisis, luego de la aplicación del método antes descrito, se ilustran en la Figura 34a y Figura 34b. Allí se compara el rango intercuartil [Q25% - Q75%] mensual para condiciones naturales y para condiciones de máximo aprovechamiento, desde el punto de vista del régimen de caudales.



Figura 34 Régimen de caudales en condiciones naturales y alteradas: (a) Régimen de caudales medios en condición natural (cajas blancas) y luego del aprovechamiento máximo considerando el régimen de los componentes del régimen QB†; QT=15†; QT-Q†; QT=10†; (b) Curvas de duración en condición natural (azul) y luego del aprovechamiento máximo considerando el régimen de los componentes del régimen.

Una vez determinado el máximo caudal aprovechable que no induce alteración del régimen, se debe clasificar la serie de tiempo de caudales aguas abajo $Q^*(t)$ obtenida. En la Figura 35 se muestra el régimen de caudal ambiental obtenido, comparado con las series de caudales máximos y mínimos para condición hidrológica seca. El área obtenida entre la línea de caudales ambientales estimados y los caudales máximos en un punto de interés corresponde al rango de caudales aprovechables.

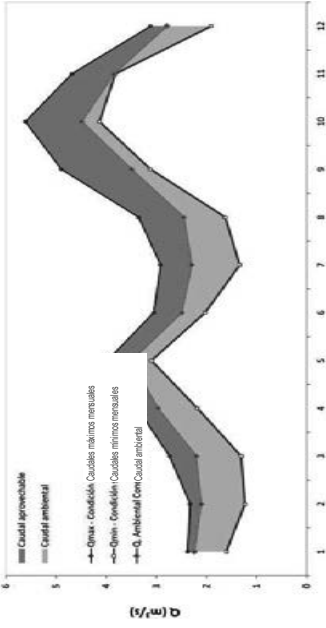


Figura 35 Caudales ambientales y aprovechables promedio en un punto de la red de drenaje.

Los eventos que ocurran en la serie natural por encima de la métrica $Q_{T=15}^{Max}$ y por debajo de la métrica $Q_{T=10}^{Min}$ deberán ser tenidos en cuenta por parte de la Autoridad Ambiental, en caso de que existan o se contemplen a futuro proyectos, obras o actividades que sean sujetos de licenciamiento y puedan generar alteraciones sobre los atributos del régimen de caudal. En este caso, la Autoridad Ambiental usará dicha información para imponer a los respectivos proyectos, obras o actividades condicionamientos para minimizar la alteración del régimen de caudales, como los descritos en la sección 4.2.6.1 del presente documento.

De manera alternativa, se pueden utilizar todos los indicadores de alteración hidrológica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1986, 1997, 1998)¹⁸ para realizar una comparación entre la condición de referencia (serie que representa el régimen natural o actual de flujo en el Paso 1) y la condición alterada (serie que representa la alteración con una propuesta de aprovechamiento máximo de caudales). Cuando se llegue a la condición

¹⁸ La estimación de todos los indicadores puede realizarse automáticamente con el programa informático IHA: <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-sp.aspx>.

en la cual ninguno de los indicadores del IHA sea mayor al 40% se ha obtenido la regla de aprovechamiento máximo mes a mes sin llegar a producir alteración significativa en los principales componentes del régimen de flujo.

Por su parte, para aquellos tramos de cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, este paso consiste en realizar el ajuste iterativo de la regla de aprovechamiento definida en el paso 4, hasta obtener una serie aguas abajo $Q^*(t)$ que no genere interferencia con los servicios ecosistémicos priorizados en los tramos localizados aguas abajo del cuerpo de agua.

Paso 7: Obtener la información hidrobiológica de línea base que servirá como referencia para el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales

Los atributos del régimen de caudales en un cuerpo de agua tienen repercusiones, no sólo sobre cambios físicos, sino también en la estructura, composición taxonómica y la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. Por lo tanto, las comunidades hidrobiológicas son fundamentales como bioindicadores en el manejo y monitoreo de los recursos hídricos, pues reflejan las modificaciones físicas y químicas generadas por cambios en el régimen de caudales presente en el cuerpo del agua.

De acuerdo con lo anterior, la selección de herramientas o sistemas de bioindicación que evidencien claramente el tipo de impacto a evaluar es fundamental. En este sentido, en esta sección se presentan cuatro indicadores que orientan a la autoridad ambiental en la obtención de información relacionada con el régimen de caudal, los cuales se enfocan en las condiciones físicas de interés ecológico para el mantenimiento de la biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos.

En primer lugar, se aborda la mirada clásica de cambios en la estructura y composición de la comunidad hidrobiológica, los cuales son evaluados usando índices ecológicos como riqueza y diversidad. En segundo lugar, se aborda la perspectiva de la evaluación de las condiciones de hábitat requerido o idóneo para el mantenimiento de comunidad íctica. El tercer indicador consiste en una metodología para determinar a mediano plazo los valores óptimos y de tolerancia de las comunidades hidrobiológicas, con el fin de tener argumentos que orienten a futuro la toma de decisiones relacionadas con modificaciones del régimen de caudal. Por último, se realiza una evaluación sobre los aspectos funcionales a través de los rasgos biológicos, los cuales permiten evaluar de manera directa e integral la relación entre los procesos ligados a los regímenes de caudal y la funcionalidad, reflejada en el papel o rol que cumplen las especies, así como sus estrategias de vida.

Índices ecológicos

En la Tabla 15 (ver numeral 3.1.3.2.4 del presente documento) se presenta el listado de índices que se deben calcular en el levantamiento de la línea base hidrobiológica. Esta información provee un nivel de conocimiento básico sobre estado actual previo a la modificación del régimen y proporciona una línea base para el seguimiento a futuro del efecto temporal y espacial de dichos cambios.

Estimación de idoneidad del hábitat para la comunidad íctica

El tipo y la complejidad del hábitat, o la heterogeneidad de hábitat, influyen en el uso de los recursos para muchas especies, junto con las interacciones biológicas (competencia y depredación). Por lo tanto, entender la respuesta de los peces a la variación del hábitat en términos de hidrología y calidad de agua, es clave para orientar el manejo ambiental (Zhao et al., 2015).

Con el fin de conocer los requerimientos de hábitat para la ictiofauna se emplea el Índice de Idoneidad de Hábitat con análisis Multi-Especies (MHSI por sus siglas en inglés) propuesto por Zhao et al. (2015), el cual permite realizar recomendaciones de manejo sobre cuales variables ambientales son necesarias para mantener en cierto rango de condición las poblaciones.

Para la estimación del índice es necesaria la información de abundancia y biomasa de las especies ícticas, así como la información hidráulica, fisicoquímica y microbiológica de los sitios de monitoreo, con el fin de los obtener rangos de preferencia por parte de las especies ícticas para estas variables. El procedimiento para la estimación del MHSI es el siguiente:

1. Agrupar los sitios de monitoreo, de acuerdo con las unidades morfológicas del tramo correspondiente (Figura 36). Cada grupo tendrá asociado el conjunto de especies allí encontradas, su abundancia - N_i - y su biomasa - B_i -.

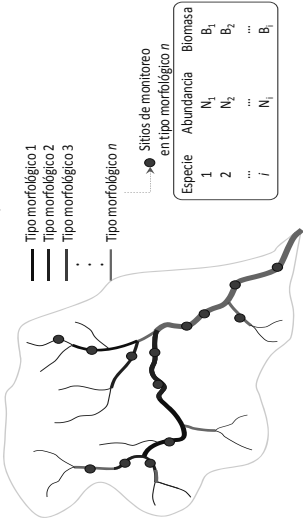


Figura 36 Agrupación de sitios de monitoreo de acuerdo con el contexto hidro-morfológico del área de estudio. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

2. Estimar el factor de importancia I_i , para cada especie

$$I_i = \omega_1 P_{a,i} + \omega_2 P_{b,i}$$

$$P_{a,i} = \frac{N_i}{\sum N_i}$$

$$P_{b,i} = \frac{B_i}{\sum B_i}$$

$$\omega_1 + \omega_2 = 1 \quad \text{y} \quad \frac{\omega_1}{\omega_2} = \frac{a}{b}$$

Donde:

- ω_1 y ω_2 : pesos relativos de la abundancia y la biomasa, respectivamente
- $P_{a,i}$ y $P_{b,i}$: abundancia y biomasa normalizadas de la especie i

Las constantes a y b son las coordenadas del centroide en el campo adimensional P_a y P_b , las cuales pueden estimarse directamente: (Figura 37).

$$a = \frac{\sum P_{a,i} N_i}{\sum N_i}$$
$$b = \frac{\sum P_{b,i} B}{\sum B_i}$$

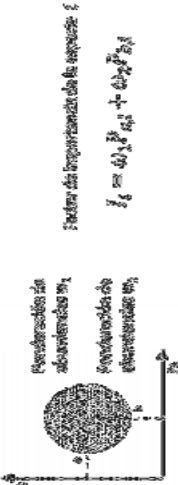


Figura 37 Valoración de la importancia de cada especie de acuerdo con su abundancia y biomasa. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

3. Organizar los valores del factor de importancia I_i , descendientemente y construir una curva de importancias acumuladas o curva de rarefacción.
4. A partir de la curva identificar las especies dominantes como aquellas ubicadas antes del punto de quiebre de la curva (Figura 38). Para identificar el punto de quiebre, puede usarse el procedimiento descrito en el numeral 3.2.3.1.1 para identificar el caudal Q_{c0} .

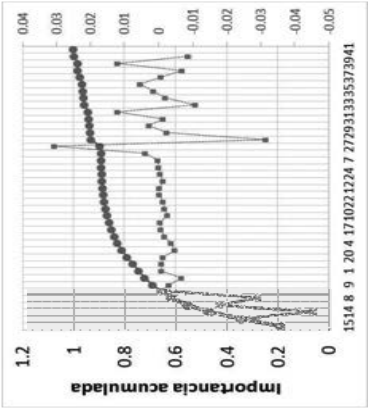


Figura 38 Selección de especies representativas o dominantes. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

5. Estimar el MHSI para cada uno de los factores de hábitat

$$MHSI_k = \sum_{i=1}^I \frac{n_{ki}}{IN_i} ; \text{ con } N_i = \sum_{k=1}^K n_{ki}$$

Donde:

- $MHSI_k$: índice de idoneidad de hábitat para el k -ésimo gradiente del factor de hábitat analizado,
- i : i -ésima especie dominante
- I : abundancia total de especie dominantes
- n_{ki} : abundancia de la i -ésima especie en el k -ésimo gradiente
- N_i : abundancia de la i -ésima especie en todos los factores del factor de hábitat analizado.

En la Figura 39 se ilustra la obtención del MHSI para tres factores de hábitat diferentes, uno de ellos del grupo de variables fisicoquímicas (oxígeno disuelto) y los dos restantes del grupo de variables hidrométricas. Teniendo en cuenta que los atributos geométricos de un cauce (profundidad, ancho, radio hidráulico, perímetro mojado, área, etc.) dependen del tamaño del cauce, se propone la utilización de cantidades adimensionales (por ejemplo, Y_{max}/H_b , siendo Y_{max} la profundidad máxima y H_b la profundidad de banca llena).

El valor obtenido del MHSI es el reflejo de la preferencia de la comunidad íctica a un estado particular de un atributo físico o químico del cuerpo de agua. Debido a que se basa la totalidad de los peces con mayor énfasis en aquellas especies dominantes, esta característica puede solapar así los valores de aquellas especies raras que pueden tener rangos de tolerancia restringidos. Por la razón anterior, no es suficiente tener en cuenta únicamente el valor de referencia obtenido del índice MHSI, este debe ser contrastado con datos ecológicos reportados en la literatura para cada una de las especies registradas en el tramo evaluado, para tal fin se pueden consultar datos de campo en tesis de grado de universidades, artículos científicos y libros.

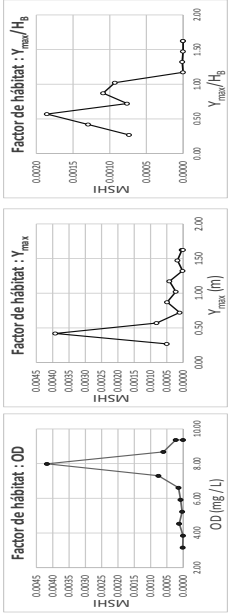


Figura 39 Índice MHSI para diferentes factores de hábitat (oxígeno disuelto, profundidad máxima y profundidad de banca llena). Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Debido a que la estimación del caudal ambiental tiene dentro de su objetivo el mantenimiento de la biodiversidad y en consecuencia la salud de los ecosistemas acuáticos y los servicios ecosistémicos, contrastar la información obtenida en este apartado frente a lo reportado en la literatura es útil para orientar para la toma de decisiones que involucren la modificación del caudal ambiental.

La Tabla 19 presenta un listado de la literatura sugerida donde se pueden consultar datos relevantes de la ecología sobre la ictiofauna de diferentes cuencas en Colombia; sin embargo, este listado es apenas una muestra de la literatura más relevante. Otra fuente de consulta corresponde a los estudios de biodiversidad de las Autoridades Ambientales, ONGs y universidades.

Tabla 19 Literatura sugerida sobre ictiofauna en Colombia.

Nombre	Autores
Peces del medio Amazonas	Galvis et al. (2006)
Peces de la Orinoquia colombiana con énfasis en especies de interés ornamental.	Galvis et al. (2007)
Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America.	Jiménez-Segura et al. (2016)
Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia	Lasso et al. (2011)
Peces del Pamplonita : Cuenca del río Catalumbo, Norte de Santander, Colombia - 63 especies, riqueza, distribución y datos fisicoquímicos del medio.	Pimienta et al. (2014)
Peces de los Andes de Colombia : guía de campo	Maldonado-Ocampo et al. (2005)
Peces dulceacuícolas del Chocó biogeográfico de Colombia	Maldonado-Ocampo et al. (2012)
Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia	Mojica et al. (2012)
Guía de las especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Peces. Vol. 2.	Zapata & Rivera Usme (2013)
Serie: Pesquerías continentales de Colombia - Serie: Inventarios de Biodiversidad	Instituto de Investigación de Recurso Biológicos Alexander von Humboldt

El fin último de sistematizar la información de cada una de las especies reportadas corresponde a aportar información a las autoridades ambientales, i) conocimiento de la biodiversidad actual. ii) asegurar el servicio ecosistémico de abastecimiento y cultural proveniente de la ictiofauna, y iii) gestión de las especies que se encuentran en alguna de las categorías de riesgo de extinción.

Desarrollo de indicadores ecológicos

El conocimiento de la relación entre las variables ambientales (componente abiótico) y las especies (componente biótico) es fundamental en la valoración de los potenciales impactos que pueden causar los cambios generados en el hábitat de una especie. En este sentido, la estimación del **óptimo** y **tolerancia** de una especie a lo largo de un gradiente ambiental es útil para evaluar las condiciones actuales en la cual se distribuye la especie y a futuro cual o cuales condiciones deben mantenerse para asegurar la presencia de esta especie y de manera indirecta las especies asociadas y su hábitat.

Los modelos lineales generalizados (GLM- sigla en inglés) constituyen un método estadístico ampliamente utilizado en la ecología para establecer las relaciones arriba mencionadas. Dentro de este método, la regresión logística es útil cuando se requiere estimar la probabilidad de ocurrencia de una especie (variable respuesta), con base en la ausencia/presencia en función de una variable ambiental de interés: En este caso, las variables de interés son aquellas que se relacionan de forma directa con el caudal ambiental, como son: caudal, pendiente, velocidad media de flujo en la sección transversal, velocidad máxima de flujo en la sección transversal, área de flujo, ancho superficial de flujo, radio hidráulico, fracción dispersiva en la sección transversal, o en la escala de tramo.

A partir del modelo se pueden obtener tres atributos con significancia ecológica: por un lado, el **óptimo**, el cual se define como el valor del gradiente en el cual la especie presenta su mayor probabilidad de ocurrencia o la preferencia ambiental de la especie, en una distribución simétrica el óptimo equivale a estadísticamente a la mediana El siguiente es la **tolerancia** la cual es la amplitud o capacidad que tiene la especie para vivir en ambientes fuera de su óptimo, en una distribución simétrica la tolerancia equivale a la desviación de la distribución. Por último, el **máximo** que equivale al valor de probabilidad de que la especie ocurra en su óptimo (Figura 40).

En el Anexo se presenta la propuesta metodológica que permite estimar, para cada especie, el óptimo y tolerancia para las variables físicas que están relacionadas directamente con el caudal ambiental, de tal forma que esta información pueda contribuir a mediano plazo como soporte técnico para la toma de decisiones por parte de la Autoridad Ambiental.

3.2.3.1 Establecimiento del modelo de calidad del agua a escala de tramo

Con el fin de evaluar el régimen de caudales ambientales estimado en la Fase 2 de la metodología, es necesario implementar un modelo de calidad del agua que permita estimar las condiciones esperadas en el cuerpo de agua ante la implementación de dicho régimen. Para esto, se requiere la implementación de un modelo de calidad del agua a escala de tramo, el cual será posteriormente ampliado a escala regional, tal como se describe más adelante.

La modelación de calidad del agua debe realizarse siguiendo un protocolo estricto de modelación que permita calibrar y modelar un modelo predictivo a escala de tramo, que represente de manera adecuada los procesos y transformaciones que ocurren en los cuerpos de agua de interés. Para esto, deben priorizarse los tramos que permitan caracterizar las transformaciones de calidad más relevantes en el cuerpo de agua estudiado, es decir, aquellos tramos en los que se presenten los aportes de carga contaminante más significativos.

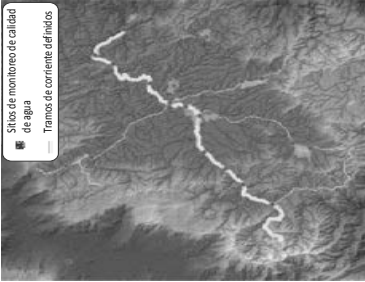
3.2.3.2 Extensión del modelo a escala regional

Una vez definida la estrategia de simulación de calidad de agua en la escala de tramo, se procede con la extensión del modelo a la escala regional de tal forma que sea posible simular perfiles de calidad de agua a lo largo de los cuerpos de agua de interés en el área de estudio. Para ello puede llevarse el procedimiento ilustrado en la Figura 42.

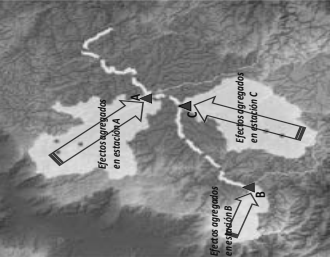
Inicialmente deben definirse los tramos de corriente a lo largo de los cuales se evaluarán las posibles problemáticas o conflictos relacionados con la disponibilidad hídrica y la calidad del agua. Estos tramos pueden seleccionarse teniendo en cuenta tramos prioritarios en el marco de Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico, o en su ausencia, en relación con el tipo de presión sobre el recurso hídrico considerando:

- Localización espacial de captaciones superficiales
- Localización espacial de vertimientos puntuales
- Localización espacial de obras de infraestructura hidroeléctrica
- Sitios de monitoreo

En la Figura 42-a, se ilustran los tramos de corriente en un área de estudio, en donde se observa la mayor disposición de estaciones de registro de calidad de agua. Es posible no contar con registros de calidad de agua en la totalidad del área de estudio ni tampoco con identificación de todas las fuentes puntuales de contaminación en la misma. Por ello, el siguiente paso consiste en identificar aquellas estaciones de monitoreo de calidad de agua que, por su ubicación, recogen los efectos acumulativos de subzonas específicas, para definir las como condiciones de frontera del modelo de calidad de agua que se emplee. En la Figura 42-b se ilustra la definición de tres condiciones de frontera que recogen los efectos acumulativos al inicio del tramo de análisis (estación B) y dos cuencas tributarias a lo largo del mismo. Cabe agregar que conforme se tenga mayor conocimiento de la localización espacial de fuentes puntuales de contaminación en dichas cuencas, podrá prescindirse de las estaciones A, B y C como condiciones de frontera y en su lugar integrarse al conjunto de sitios de monitoreo que pueden emplearse para verificar, calibrar y validar el modelo de calidad de agua empleado.



(a) Definición de tramos de análisis de acuerdo con la disponibilidad de información.



(b) Esquemática de condiciones de frontera en sitios de monitoreo que recogen efectos acumulativos de subcuencas en el área de estudio.

Figura 42 Evaluación de problemáticas de calidad y cantidad de agua en el área de estudio en relación con los caudales ambientales obtenidos de acuerdo con el componente ecológico e hidrológico. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

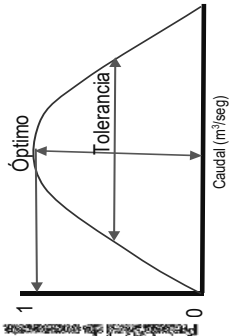


Figura 40 Distribución hipotética de una especie en función del caudal.

3.2.3.4 Evaluación funcional

La perspectiva funcional provee una interpretación más directa de los cambios que ocurren en los ecosistemas, ya que está basada en rasgos biológicos que exhiben las especies. Dichos rasgos biológicos evolutivamente han sido seleccionados por los factores ambientales y en el tiempo ecológico los que se encuentran en un determinado momento y espacio nos dan información de cuáles son las condiciones locales que gobiernan estos ecosistemas.

Para cada una de las comunidades hidrobiológicas se han desarrollado metodologías y codificación de los rasgos que permiten estandarizar los resultados para que puedan realizarse comparaciones a nivel local y regional. Los rasgos adecuados para los análisis serán aquellos que intuitivamente se puedan relacionar fácilmente con los procesos asociados al régimen de caudal (Poff et al., 2017).

En la Tabla 20 se presenta un ejemplo de la codificación de los rasgos seleccionados para los posteriores análisis y ejemplos en la literatura que pueden ser consultados con el fin de orientar la interpretación de los resultados y en la obtención de métricas de síntesis de la información, tales como riqueza y diversidad funcional.

Por último, en Colombia se ha puesto atención sobre el estudio de los rasgos y su aplicación en el estudio y modificaciones en los ecosistemas. En el caso de peces y plantas el Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt presenta metodologías para el estudio de estos rasgos, el libro puede ser descargado en el siguiente enlace: <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.1176.1/9299>.

Tabla 20 Comunidades hidrobiológicas y algunos rasgos biológicos tenidos en cuenta para su análisis frente a alteración del flujo.

Comunidad hidrobiológica	Rasgos biológicos	Autor
Algas	Forma de vida, Motilidad, Agarre al sustrato	Lange et al., (2016)
	Grupo trófico, Forma de cuerpo, Flexibilidad del cuerpo, Hábito, Tipo de respiración	Poff et al., (2006); Slatzner & Béche, (2010); González-Trujillo & Donato-Rondon, (2016)
Peces	Estado trófico, Afinidad al sustrato, Preferencia geomorfológica, Locomoción, Reproducción, Afinidad al tamaño del río	Goldstein & Meador (2004)
Vegetación de ribera y macrofitas	Historia de vida, Estrategias reproductivas, Morfología, Perturbación fluvial, Balance de agua	Merrit et al. (2010)

3.3 FASE 3: EVALUACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO SERVICIOS ECOSISTEMICOS

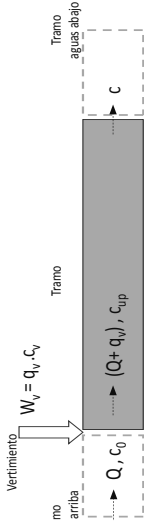
3.3.1 Paso 1: Determinar la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua

La estructura topológica y morfológica de la red de drenaje de una cuenca tiene alta influencia en la respuesta hidrológica del sistema y, en general, determina los mecanismos a través de los cuales se transporta agua y sedimentos hacia aguas abajo. Del mismo modo, los mecanismos a través de los cuales se transportan y asimilan solutos (conservativos y no conservativos) en la red de drenaje, están influenciados por la variabilidad espacial y temporal del régimen de caudales, la estructura morfológica de la red de drenaje, y las variables que susciten interés ambiental.

Dichos factores definen el factor de asimilación (Chapra, 1997), el cual permite establecer la respuesta del sistema fluvial ante las perturbaciones (cargas contaminantes) introducidas desde aguas arriba, de acuerdo con la ecuación [8], donde W representa la carga contaminante al inicio del tramo (ver Figura 41), c la concentración al final del tramo y a el factor de asimilación. Este último depende de características físicas (hidráulicas), químicas y biológicas de la fuente receptora.

Desde la propuesta para la estimación de caudales ambientales realizada por UNAL (2007) se ha señalado que el funcionamiento de un ecosistema acuático depende no sólo de un régimen hidrológico adecuado, sino de la provisión de agua con una calidad apropiada (King and Louw, 1998; en UNAL, 2007). Asimismo, dicha calidad determina o condiciona los usos del agua en un contexto socioeconómico.

$$c = \frac{1}{a} \frac{W}{a}$$
 [8]



$$c_{up} = \frac{W_v + Qc_0}{Q + q_v}$$
$$c = \frac{1}{a} [(Q + q_v)c_{up}]$$

Figura 41 Esquemática de la aplicación del factor de asimilación en la escala de tramo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

En todos los casos, se debe diseñar e implementar la estrategia de seguimiento y monitoreo sistemático, para el cumplimiento del régimen de caudales ambientales y la verificación de las hipótesis asociadas a su implementación, así como los impactos generados por la misma. En dicha estrategia se deben incorporar las variables físicas, químicas e hidrobiológicas identificadas en la información de línea base y la determinación de la capacidad de asimilación del cuerpo de agua.

Una herramienta de comprobada utilidad y amplia aplicación para realizar el seguimiento al efecto de modificaciones en el régimen de caudales líquidos y sólidos en cuerpos de agua corresponde a la estimación del Índice de Calidad Morfológica (MQI, por sus siglas en inglés), cuyo desarrollo y aplicación se describen en detalle en Rinaldi et al. (2015b). Este índice fue desarrollado en Italia y ha sido aplicado y verificado en ríos con diversidad de características morfológicas para la estimación del impacto generado por intervenciones antrópicas y medidas de restauración sobre las características morfológicas del cuerpo de agua, incluyendo la disponibilidad de hábitat físico (Rinaldi et al., 2015b).

Entre las múltiples ventajas de la estimación del MQI se encuentran su orientación hacia los procesos hidro-morfológicos que ocurren en el cuerpo de agua, la inclusión de aspectos como la continuidad en el flujo de agua y sedimentos, erosión del lecho y divagación lateral del cauce, su facilidad de cálculo (se puede realizar a partir de información de sensores remotos), y la articulación con la clasificación geomorfológica realizada para el cuerpo de agua, entre otros (Rinaldi et al., 2015b). Para una descripción detallada de los criterios y aplicación del MQI, se recomienda consultar la documentación del proyecto REFORM (Rinaldi et al., 2015b).

Por último, se debe monitorear y evaluar el impacto del régimen de caudales ambientales implementado sobre las comunidades hidrobiológicas, para lo cual las autoridades ambientales deben contar con herramientas que les permitan establecer una línea base hidrobiológica y que aporten criterios para la toma de decisiones asociadas a las eventuales alteraciones identificadas a futuro. La evaluación de los potenciales impactos debe estar soportada en la preservación del régimen de caudales estimado y en el mantenimiento de la biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos prestados por el cuerpo de agua. En este sentido, las herramientas para hacer el seguimiento sobre las comunidades hidrobiológicas deben incluir la evaluación a nivel de estructura y composición taxonómica, el mantenimiento de las condiciones óptimas o idóneas para la conservación de la fauna íctica de importancia como servicio de aprovisionamiento, la estimación de valores óptimos y tolerancia de las especies respecto a las variables de interés ecológico (a mediano plazo), y finalmente en la evaluación funcional con base en los rasgos biológicos, de acuerdo con los lineamientos descritos en la sección 3.2.8 del presente documento.

4 CRITERIOS Y MÉTODOS ESPECÍFICOS PARA LA ESTIMACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES EN EL MARCO DE PROCESOS DE LICENCIAMIENTO AMBIENTAL

El presente capítulo describe los criterios y métodos requeridos para la estimación de caudales ambientales en el marco de procesos de licenciamiento ambiental, incluyendo los requerimientos de levantamiento de información y los productos esperados de cada actividad. Es importante anotar que la estimación de caudales ambientales en el marco del proceso de licenciamiento tiene como objetivo estimar la eventual alteración generada sobre los principales atributos del régimen hidrológico hacia aguas abajo, con el fin de identificar los respectivos impactos e implementar las medidas a que haya lugar. En general la información que se requiere es la misma que actualmente se está solicitando en la generación de línea base de un estudio de impacto ambiental EIA.

La Figura 45 presenta un esquema general de la estructura metodológica propuesta para la estimación de caudales ambientales en el marco de procesos de licenciamiento ambiental.

Figura 45 Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de los usuarios, en el marco de procesos de licenciamiento.

Notas: (*) Estos pasos no aplican en caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales; (**) En caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, este paso consiste en verificar la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en toda el área de influencia.

En términos generales, la metodología está compuesta por las mismas actividades descritas en el capítulo 3 del presente documento. Sin embargo, teniendo en cuenta la diferencia en las competencias de las autoridades ambientales y de los usuarios, el nivel 2 de la metodología no se incluye entre las actividades a desarrollar en el marco del licenciamiento ambiental. Adicionalmente, teniendo en cuenta el alcance y objetivos de la estimación de caudales ambientales en el marco de los procesos de licenciamiento, el alcance de algunas actividades ha sido ajustado, tal como se describe en las siguientes secciones.

4.1 FASE 1: LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL CUERPO DE AGUA

4.1.1 Paso 1: Delimitación del área de estudio

Tal como se menciona en la sección 2.2.1.1 del presente documento, la estimación del caudal ambiental se realiza sobre los cuerpos de agua, incorporando un análisis a nivel de cuenca hidrográfica. Por lo tanto, los análisis hidrologicos realizados para estimar y caracterizar el régimen hidrológico del cuerpo de agua deben realizarse teniendo en cuenta los procesos de interés que ocurren a escala de cuenca.

Sin embargo, la caracterización del régimen de caudales, y la posterior estimación de los eventuales impactos generados por el proyecto, obra o actividad sobre dicho régimen deben realizarse sobre los cuerpos de agua que se localicen en el área de influencia.

Con el fin de identificar las eventuales alteraciones generadas sobre el régimen de caudales, es necesario considerar, como mínimo, los siguientes lineamientos generales para la delimitación del área de influencia, teniendo en cuenta dos características específicas del proyecto: si tiene o no regulación y si tiene o no retorno al cuerpo de agua en donde se hace la captación (ver Figura 46).

	Con retorno de agua	Sin retorno de agua
Sin regulación		
Con regulación		

Figura 46 Clasificación de proyectos utilizada para la delimitación del área de influencia.

4.1.1.1 Proyectos con retorno de agua a la fuente de captación

Para los proyectos en donde se retoman las aguas captadas a la fuente original, el área de influencia se define en función de la configuración general del proyecto y de la localización del retorno con respecto a la presa, tal como se describe en los siguientes cuatro escenarios:

4.1.1.1.1 Caso A – Proyecto sin regulación y con retorno a pie de presa

Este tipo de proyectos no cuentan con un embalse de regulación y el retorno de agua se localiza a una distancia muy corta desde el punto donde se realiza la captación, de manera que no hay una disminución perceptible de caudal en el tramo comprendido entre el sitio de captación y el sitio de descarga.

Bajo este escenario, el área de influencia debe extenderse, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico localizado aguas abajo del retorno de caudal al cuerpo de agua (ver la definición de nodos hidrológicos y topográficos en la sección 3.1.2.3), identificado a la escala de trabajo (ver Figura 47).

Figura 47 Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con retorno a pie de presa.

4.1.1.1.2 Caso B – Proyecto sin regulación y con retorno con conducción

En este caso, el agua captada es conducida a través de un canal o tubería y descargada aguas abajo del sitio de captación a una distancia superior a varias veces el ancho de la corriente de agua superficial. Ejemplos de este tipo de proyectos son las pequeñas centrales hidroeléctricas que generan energía a filo de agua (ver Figura 48).

Figura 48 Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con retorno con conducción.

Bajo este escenario, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico aguas abajo del sitio de retorno, identificado a la escala de trabajo.

4.1.1.1.3 Caso C – Proyecto con regulación y con retorno a pie de presa

En este caso, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico localizado aguas abajo del retorno de caudal, identificado a escala 1:100.000 (ver Figura 49).

4.1.1.2.4 Caso H – Proyecto con regulación y con trasvase

Para este caso, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a escala 1:100.000, considerando que antes de dicho sitio se haya restituido naturalmente el valor de la captación o derivación, en condiciones de año hidrológico seco. El área de influencia en el cuerpo de agua receptor se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a escala 1:100.000 (ver Figura 54).

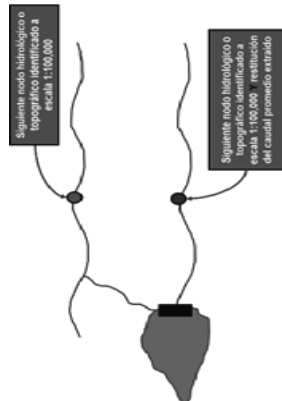


Figura 54 Tramo de estudio para un proyecto con regulación y con trasvase.

Los resultados de la delimitación del área de influencia deberán representarse en un mapa que presente la red de drenaje identificando, por lo menos, al nivel II subyacente al de la zona hidrográfica en donde se encuentre el cuerpo de agua de interés, de acuerdo con la zonificación hidrográfica establecida por la Autoridad Ambiental competente según las orientaciones dadas en el documento de *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia* (IDEAM, 2013b). La escala de trabajo, como mínimo, será 1:25.000.

La información cartográfica deberá partir de las planchas del Instituto Geográfico Agustín Codazzi –IGAC, las cuales se deberán complementar con otra información cartográfica disponible, fotografías aéreas y/o información de sensores remotos disponible para la elaboración del EIA.

Con el fin de contar con información geoespacial a partir de la cual se puedan representar topográficamente el área de estudio y su correspondiente red hídrica superficial, se deberá adquirir o construir mediante herramientas SIG un Modelo Digital de Elevación – MDE del área de estudio, y obtener la representación *vectorial*¹⁹ y/o *raster*²⁰ de la red de drenaje de la misma. En la Tabla 1 (ver capítulo 3) se listan algunas fuentes de información a partir de las cuales es posible obtener un MDE y su correspondiente red de drenaje.

4.1.2 Paso 2: Definición de unidades de análisis del cuerpo de agua

El objetivo de este paso consiste en segmentar los cuerpos de agua localizados dentro del área de influencia del proyecto, y realizar una caracterización morfológica de cada uno de los tramos definidos, tal como se describe a continuación.

Procesamiento del Modelo Digital de Elevación

Sobre la base del MDE obtenido del paso 1, se debe obtener una discretización topológica de la red de drenaje del área de estudio en segmentos de corriente, como se ilustra en la Figura 62, donde cada segmento se encuentra delimitado por nodos hidrológicos o sitios de confluencia, a los que quedan asignarse, por lo menos, los siguientes atributos morfométricos:

- Área de la cuenca tributaria
- Pendiente longitudinal del segmento
- Longitud del segmento

De forma complementaria, pueden emplearse metodologías de discretización que incluyan nodos topográficos en la estrategia de delimitación de segmentos (Giles y Franklin, 1998; Jiménez, 2015; Thompson et al., 2008), entendiendo éstos como sitios en los cuales ocurren cambios significativos en la pendiente longitudinal de una corriente, confluencia de principales tributarios, valles de confinamiento y en áreas montañosas, aportes laterales significativos de sedimentos (Gurnell et al., 2015). En particular, la estimación de la pendiente es fundamental en cualquier método de clasificación de corrientes que se emplee y, en un contexto ecológico, dichos sitios pueden representar barreras físicas naturales para la migración de especies cíclicas, así como representar una de las causas para la aparición natural de endemismos.

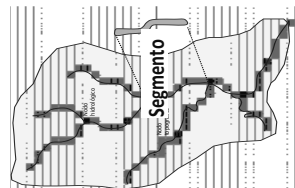


Figura 55 Delimitación de segmentos por confluencias o nodos hidrológicos y/o sitios con cambios significativos de pendiente (nodos topográficos). Tomada y modificada de Jiménez (2015).

¹⁹ Formato para representar objetos geográficos mediante puntos, líneas o polígonos. A este formato corresponden archivos del tipo *.shp* y *.dxf*, compatibles con sistemas de información geográfica.

²⁰ Formato para representar objetos geográficos en un formato matricial. Son denominados comúnmente mapas o grids. Asociados a este tipo de formato pueden mencionarse las extensiones *.tif, *.tif, *.grd y *.bqd.

4.1.1.1.4 Caso D – Proyecto con regulación y con retorno con conducción

Bajo este escenario, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico localizado aguas abajo del sitio de retorno, identificado a escala 1:100.000 (ver Figura 50).

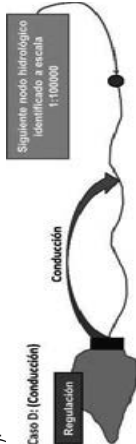


Figura 50 Tramo de estudio para un proyecto con regulación y con retorno con conducción.

Proyectos sin retorno de agua a la fuente de captación

Dentro de esta categoría se encuentran aquellos proyectos que captan agua y no la retornan a algún cuerpo de agua sin antes cambiar su estado o características fisicoquímicas, así como aquellos proyectos que la retornan a cuerpos de agua diferentes a la fuente de abastecimiento (trasvases), donde se realiza la captación, como en el cuerpo de agua receptor. A continuación, se presentan los cuatro casos asociados a este tipo de proyectos:

4.1.1.2.1 Caso E – Proyecto sin regulación y sin trasvase

Un ejemplo de este tipo de proyectos puede ser una derivación para cualquier propósito, que no retorne sus aguas a otro cuerpo de agua. En este caso, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a la escala de trabajo, previendo que antes de dicho sitio se haya restituido naturalmente el valor de la captación o derivación, en condiciones de año hidrológico seco (ver Figura 51).

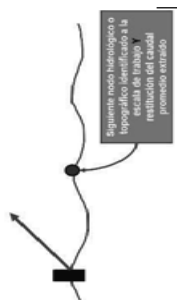


Figura 51 Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y sin trasvase.

4.1.1.2.2 Caso F- Proyecto con regulación y sin trasvase

Un ejemplo de este tipo de proyectos es la construcción de un embalse para un propósito determinado, que no retorne sus aguas al cuerpo de agua de origen o a otro cuerpo de agua. En este caso, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a escala 1:100.000, previendo que antes de dicho sitio se haya restituido naturalmente el caudal promedio captado, en condiciones de año hidrológico seco (ver Figura 52).



Figura 52 Tramo de estudio para un proyecto con regulación y sin trasvase.

4.1.1.2.3 Caso G – Proyecto sin regulación y con trasvase

Bajo este escenario, el área de influencia se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a la escala de trabajo, previendo que antes de dicho sitio se haya restituido naturalmente el valor de la captación o derivación, en condiciones de año hidrológico seco. El área de influencia en el cuerpo de agua receptor se extenderá, como mínimo, hasta el siguiente nodo hidrológico o topográfico identificado a la escala de trabajo (ver Figura 53).

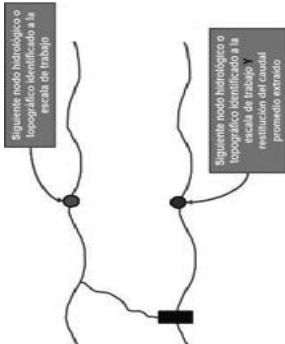


Figura 53 Tramo de estudio para un proyecto sin regulación y con trasvase.

4.1.3.2.1 Información primaria

La información primaria se debe obtener a través de campañas de monitoreo que incluyen no sólo variables hidrométricas e hidráulicas, sino también variables físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas. Se resalta que esta información es requerida para la caracterización del área de influencia en el marco de procesos de licenciamiento, por lo que se recomienda planear y ejecutar las campañas de monitoreo de forma que la información recopilada sirva tanto para dicha caracterización como para la estimación del caudal ambiental.

4.1.3.2.1 Información hidrométrica en sitios de monitoreo

En esta metodología se propone, como referencia, emplear la ficha de recopilación y consolidación de información mostrada en la Figura 11 (ver capítulo 3). Esta ficha recoge la información señalada a continuación y apunta, a su vez, hacia una caracterización objetiva (hidrométrica y morfológica) en cada uno de los sitios de monitoreo que se definan en el marco del proceso. La ficha contiene:

- **Localización y descripción del sitio de monitoreo:** mediante la georreferenciación del sitio es posible estimar el área de cuenca que drena a la altura de un sitio de monitoreo, la cual es un parámetro de escala fundamental en procesos hidrológicos, teorías de escalamiento y regionalización de procesos.
- **Propiedades de sección transversal y tramo:** éstas proveen información local, es decir, en la sección transversal, y además proveen elementos mínimos necesarios para aplicar estrategias de regionalización y estimar componentes ambientales del régimen de caudales en cualquier sitio en el área de estudio. Se obtienen luego de la realización de aforos líquidos en los sitios de monitoreo. Dichos aforos pueden realizarse considerando las sugerencias dadas por el IDEAM en sus guías técnicas vigentes, incluyendo las tecnologías recientes basadas en medidores acústicos (Mueller y Wagner, 2009).
- **Tipo morfológico:** mediante una identificación visual y categorías de clasificación preestablecidas, es posible identificar las unidades morfológicas existentes en cada tramo de corriente dentro del cual se encuentra el sitio de monitoreo. Esta información permite llevar a cabo diferenciación de procesos conforme se posea mayor información a nivel local, regional y nacional y debe ser usada para verificar y/o ajustar la clasificación geomorfológica realizada a partir de información secundaria (ver sección 4.1.2.2).
- **Sección transversal:** el levantamiento de la sección transversal en el sitio de monitoreo permite apoyar métodos de parametrización de secciones transversales en sitios desprovistos de información en los cuerpos de agua. Se requiere el levantamiento de la sección húmeda y seca, de tal forma que sea posible: a) identificar el caudal de banca llena y b) hacer inferencias para condiciones hidroclógicas diferentes a aquellas encontradas durante los monitoreos que se realicen.

La información así recolectada provee insumos para la parametrización de tramos de corriente en el cuerpo de agua, con miras a la evaluación de su capacidad para asimilar cargas contaminantes, al igual que para la estimación de los factores de hábitat considerados en la evaluación de las necesidades de los ecosistemas acuáticos. En cualquier caso, se recomienda obtener, como mínimo, el conjunto de descriptores hidrométricos señalados en la Tabla 23.

Tabla 23 Variables hidrométricas requeridas, como mínimo, para cada sitio de monitoreo.

Variable	Descripción
Q (m³/s)	Caudal
A (m²)	Área de flujo
Y _{max} (m)	Profundidad máxima
Y _{media} (m)	Profundidad media
V _{media} (m/s)	Velocidad media
V _{max} (m/s)	Velocidad máxima
W (m)	Ancho de flujo
F	Número de Froude
R _H (m)	Radio hidráulico
a)DF= (1-V _{media} /V _{max})	Fracción dispersiva en la sección transversal
Sección transversal	Levantamiento topo-batimétrico en el sitio de aforo, incluyendo zona seca
a) No es necesariamente representativa en la escala de tramo, pero es una aproximación en ausencia de información.	

4.1.3.2.2 Información hidrométrica a escala de tramo

Si bien los planes de monitoreo a los que hace referencia esta metodología están orientados a sitios de monitoreo, la información hidrométrica levantada en los estudios en los que se requiere simulación hidráulica se debe hacer en la escala de tramo.

Para la aplicación de las estrategias metodológicas descritas en este documento se deben tener en cuenta las consideraciones para el levantamiento topográfico de secciones transversales contempladas en la sección 3.1.3.2.2 del presente documento.

4.1.3.2.3 Información de calidad de agua

En este numeral se incorporan algunas consideraciones para la recolección sistemática de información de calidad de agua teniendo en cuenta que los objetivos son: la caracterización estacional de la calidad de agua en el cuerpo de agua, la caracterización de la variabilidad temporal de las cargas contaminantes incidentes y la caracterización de las propiedades del cuerpo de agua para asimilar contaminación.

- **Variabilidad estacional de la calidad del agua**

Se refiere a la variabilidad temporal de la calidad en el cuerpo de agua, como respuesta a la variabilidad media mensual de caudales, la cual, a su vez, depende de la localización geográfica de un determinado tramo de estudio.

La caracterización de dicha variabilidad puede lograrse mediante la definición de condiciones de frontera – CF o de sitios de monitoreo que capturen los efectos provenientes desde aguas arriba (CF1), en aquellas fuentes tributarias que representen aportes significativos de caudal o generen aportes significativos de carga contaminante (CF3 y CF4, respectivamente) y aguas abajo de embalses, los cuales pueden actuar como un gran reactor (CF2), tal como se muestra en la Figura 56.

- **Variabilidad temporal de cargas contaminantes incidentes**

Se refiere a la variabilidad temporal de cargas contaminantes incidentes, y aquellas fuentes tributarias que representen aportes significativos de carga contaminante, las cuales pueden representarse en forma agregada como una condición de frontera que recoja sus impactos acumulativos.

A diferencia de la caracterización estacional, ésta propende por capturar las fluctuaciones de carga contaminante debidas a los aportes de vertimientos puntuales en el cuerpo de agua. Lo anterior sugiere la recolección de muestras de agua en las condiciones de frontera definidas (ver Figura 56), con una escala de observación horaria, intra-diaria o diaria, que permita comprender las perturbaciones provenientes desde aguas arriba cuando su localización no sea claramente identificada. Alternativamente, cuando se identifiquen las fuentes contaminantes más significativas aguas arriba, su caracterización debe ser obtenida a partir de la información disponible en la autoridad ambiental y su efecto puede ser trasladado hacia aguas abajo mediante alguna estrategia de simulación.

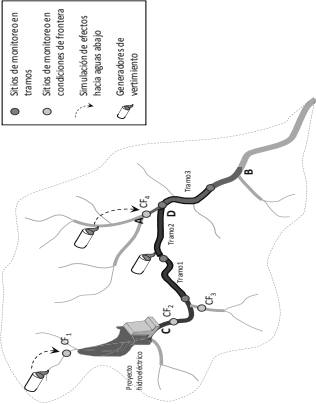


Figura 56 Definición de estaciones de registro de acuerdo con el objetivo del monitoreo.
Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

- **Propiedades asimilativas a escala de tramo**

En este punto, los esfuerzos deben encaminarse hacia la caracterización de los mecanismos de asimilación (transporte advectivo y dispersivo, transformación fisicoquímica y biológica, velocidades de sedimentación) a escala de tramo, y en la forma en que éstos varían con el caudal transportado.

Es importante aclarar que los tramos en los que se divide el cuerpo de agua para propósitos de modelación de la calidad del agua no necesariamente coinciden con los segmentos geomorfológicos caracterizados como parte de la metodología de estimación de caudales ambientales, teniendo en cuenta que para la definición de los tramos de modelación no sólo se consideran los cambios morfológicos significativos en el tramo de estudio, sino también la localización de fuentes significativas de carga contaminante.

Diferentes estudios a nivel nacional han demostrado que en la escala de tramo las propiedades dispersivas de una corriente pueden inferirse mediante la realización de experimentos con trazadores (e.g. Camacho y Cantor, 2006; González, 2008; Camacho y González, 2008) y que en forma complementaria pueden evaluarse mediante la configuración de modelos de simulación en la misma escala (e.g. Lees et al., 2000; Camacho, 2000). Por otro lado, las tasas de transformación fisicoquímica y biológica, así como las velocidades de sedimentación de sustancias de interés ambiental, pueden estimarse con mayor facilidad en tramos de corriente en los que efectivamente existan aportes significativos de carga contaminante, como aquellos ubicados aguas abajo de cascos urbanos o aguas abajo de descargas puntuales de aguas residuales.

Con respecto al tipo de muestra y a las variables fisicoquímicas y microbiológicas a monitorear, las consideraciones a tener en cuenta se presentan en la sección 3.1.3.2.3 del presente documento.

4.1.3.2.4 Información hidrobiológica

La composición y estructura taxonómica de cada comunidad hidrobiológica se encuentran directamente relacionadas con el régimen de caudal y son factores clave en el establecimiento de la línea base frente a cualquier cambio en las condiciones iniciales del régimen. De esta forma, todos los organismos o comunidades, incluyendo algas, macroinvertebrados acuáticos, peces, vegetación riparia y macrofitas, son potenciales centinelas de las alteraciones en el flujo, ya sea a nivel individual o colectivo, y las respuestas que estos emitan pueden ser traducidas numéricamente en los cambios a través del tiempo en métricas sencillas como la riqueza, abundancia, densidad o biomasa y diversidad.

Las comunidades hidrobiológicas deben ser muestreadas en los mismos tramos definidos en el numeral 4.1.2.2, dentro de los cuales pueden darse diferentes unidades de análisis y/o hábitats físicos, que pueden ser utilizadas o no como variables suplementarias para análisis que requieran mayor detalle. En la Figura 57 se ilustra un tramo con diferentes unidades morfológicas (poza y rápido). Por su parte, en la Tabla 24 se presentan las métricas ecológicas sugeridas para análisis de sitios de monitoreo.

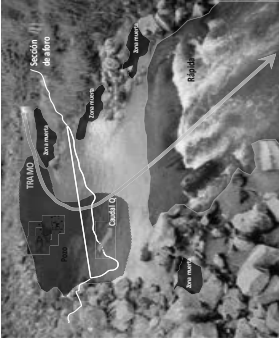


Figura 57 Esquemización del levantamiento integrado de información hidrométrica, fisicoquímica e hidrobiológica en inmediaciones de sitios de monitoreo establecidos. Fuente: Minambiente-CORNARE, 2015.

Tabla 24. Variables hidrobiológicas sugeridas para análisis en sitios de monitoreo.

Variable hidrobiológica	Métricas ecológicas
Algas	• Riqueza taxonómica • Abundancia, Densidad y/o biomasa
Macroinvertebrados acuáticos	• Diversidad (ej. Diversidad de Shannon)
Peces	• Equidad (Ej. Índice de Simpson)
Vegetación riparia y macrofitas	• Dominancia (ej. Índice de Simpson)

En todo caso, es importante tener en cuenta que, en el marco de la caracterización del medio biótico requerida como parte del proceso de licenciamiento, el usuario debe caracterizar los ecosistemas acuáticos continentales localizados en el área de influencia del proyecto. En ese orden de ideas, dependiendo de las características del cuerpo de agua, el usuario podría aplicar además de los citados otros indicadores hidrobiológicos que permitan estimar a futuro el eventual impacto del régimen de caudales implementado sobre los ecosistemas acuáticos.

4.2 FASE 2: ESTIMACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO

4.2.1 Paso 1: Estimar el régimen hidrológico en condiciones sin proyecto

El paso 1 de la fase de estimación consiste en realizar una caracterización de los principales atributos del régimen de flujo, los cuales tienen particular influencia en la salud de los ecosistemas acuáticos. Los enfoques a utilizar dependerán de la información hidrológica disponible y pertinente, para lo cual se deben aplicar metodologías de estimación de caudales en función de la disponibilidad de información, de acuerdo con lo descrito en la sección 3.2.2.1 del presente documento.

El IDEAM provee un listado del catálogo de las estaciones de registro de variables hidro-climáticas administradas tanto por dicha institución como por otras entidades (gubernamentales y privadas) en el plano nacional. En cada caso, la adquisición de dicha información (caudal, precipitación y demás variables climáticas requeridas) deberá tramitarse ante la(s) entidad(es) que corresponda. Para la información disponible, se hará un inventario que incluya:

- Código y nombre de la estación de registro
- Fuente de información
- Nombre de la estación de registro
- Período de registro
- Elevación (msnm)
- Estado (activa o suspendida)

4.2.1.1 Métodos de referencia

Todo el rango de caudales que circula por una corriente juega un rol importante en el sostenimiento de las necesidades ecosistémicas. De ahí que los esfuerzos iniciales deban concentrarse en la caracterización del régimen de caudales que existen en una corriente, en condiciones previas a la entrada en funcionamiento del proyecto, obra o actividad.

4.2.1.1.1 Estimación del régimen de caudales en condiciones sin proyecto

El propósito inicial de la fase 2 de esta metodología apunta hacia la obtención de series de caudal medio diario, de tal forma que sea viable llevar a cabo una caracterización del régimen de caudales en condiciones actuales o de referencia.

- **Obtención de caudales medios diarios a través de registros de caudal existentes.**

Este caso solo aplica a cuerpos de agua en los que existen estaciones hidrométricas localizadas en cercanía al sitio de intervención, en los que la información hidrológica cumple con los mínimos estándares de calidad.

- **Obtención de caudales medios diarios a través de simulación**

Para cuencas hidrográficas en las que no se cuente con registros de caudales que cumplan con los criterios descritos en la sección anterior, se deberán estimar las series de caudales medios diarios aplicando procedimientos de modelación hidrológica. Para tal fin, se deben aplicar los protocolos y criterios establecidos por el IDEAM, los cuales incluyen las actividades descritas a continuación (IDEAM, 2018). Independientemente del modelo de transformación lluvia - escorrentía que se emplee, se recomienda que la simulación de caudales incluya las siguientes fases (IDEAM, 2018; Refsgaard, 1990; Dingman, 2002; ver Figura 58):

- **Descripción conceptual del modelo**

Se debe realizar una descripción de la forma en la que el modelo representa el proceso a través del cual la precipitación que ingresa a una cuenca se convierte en caudal. Asimismo, es importante conocer la estrategia de discretización topológica del modelo (tanques, celdas, volúmenes, subcuencas, etc.), al igual que los parámetros requeridos para representar cada una de las unidades topológicas. Considerando la representación de la variabilidad espacial del soporte físico (geología, topografía, suelos, coberturas vegetales y usos de la tierra), los modelos hidrológicos pueden ser de tipo distribuido o agregado; considerando la representación de la variabilidad temporal de los procesos preponderantes pueden ser de tipo evento o continuos. Teniendo en cuenta que se requiere caracterizar el régimen hidrológico, se deben implementar modelos continuos; asimismo, teniendo en cuenta que se requiere conocer el comportamiento del régimen hidrológico a lo largo de la red drenaje, se sugiere el uso de modelos distribuidos, lo cual redundará en una mejor representación de los procesos hidrológicos predominantes en la cuenca de interés.

Finalmente, y con miras a evaluar la posibilidad de replicar el modelo en diferentes casos, se debe describir la información de entrada requerida por el modelo, al igual que los parámetros del mismo.

- **Selección o desarrollo de la herramienta de simulación**

Este paso se refiere a la descripción del programa de computador (comercial o desarrollo propio) usado para implementar el esquema conceptual definido, indicando las ventajas y limitaciones del mismo en relación con la generación de series de caudal medio diario en el área de estudio.

Figura 58 Protocolo de modelación hidrológica. Adaptado de Dingman (2002).

- **Configuración del modelo**

Se refiere a la preparación de información de entrada²¹, y la definición de las subcuencas donde serán realizadas las simulaciones. En dicho sentido, deben establecerse los sitios del área de estudio en los que serán simuladas series de caudal medio diario. Estos incluyen como mínimo:

- Sitios instrumentados con estaciones de registro de caudal medio diario.
- Sitios de monitoreo de calidad del agua en el marco del instrumento de gestión o administración en los que la estimación de caudal ambiental se emplee como insumo.
- Sitios específicos de aprovechamiento del recurso hídrico en los que se requiera la estimación del caudal ambiental como condicionante de aprovechamiento.

- **Estrategia de interpolación de la lluvia**

Cuando el escenario de escasez de información así lo exija (ver numeral 3.2.2.1), es necesario acudir a técnicas de interpolación para generar series de precipitación en lugares específicos del área de estudio. En dicho sentido, pueden considerarse técnicas de interpolación de la lluvia ya sea mediante métodos determinísticos o geoestadísticos (Álvarez, 2007; Álvarez, 2009).

- **Criterios de desempeño del modelo**

En este paso deben definirse las métricas (función objetivo) a través de las cuales se evaluará cuantitativamente el desempeño del modelo para representar la variabilidad de caudales. En general, se busca que el modelo represente adecuadamente las condiciones medias de flujo (balance de largo plazo), al igual que la magnitud y la duración de eventos extremos máximos y mínimos. Algunos criterios de desempeño pueden encontrarse en Vélez et al. (2010).

- **Estrategia de calibración y validación**

Una vez configurado el modelo, se procede a su calibración y validación, para lo cual debe describirse la forma en que se emplean los registros de caudal disponibles, así como la forma en que se obtiene el conjunto óptimo de parámetros que permite optimizar los indicadores de eficiencia previamente seleccionados.

Para el proceso de calibración – validación se puede utilizar algunas de las pruebas estándar sugeridas por Klemes, (1986) y de uso generalizado, en función de la información disponible: i) prueba de división de la muestra de datos en un mismo punto de registro (una parte para calibración otra para validación); ii) pruebas de cuencas próximas para verificar si se puede extrapolar geográficamente el modelo de cuenca en los casos que no se tiene registros (si tiene un punto de interés no aforado, y se tiene dos puntos A y B con registros, se calibra en un punto A y se valida en un punto B, y si los resultados son satisfactorios se puede utilizar en el punto no aforado); iii) prueba diferencial de división de la muestra de datos (utilizado cuando se requiere simular condiciones diferentes a las existentes en un punto de interés con registros como cambios en el clima o en el suelo, por ejemplo si se quiere simular condiciones húmedas, se calibra en el período de la serie en condiciones húmedas y se valida en el período de la serie en condiciones secas); iv) prueba diferencial de división de la muestra de datos y cuencas cercanas (aplicado en los casos en que el modelo pueda ser extrapolable geográficamente y que se refleje cambios en el clima o uso del suelo.)

4.2.1.2 Caracterización del régimen anual de caudales

La respuesta hidrológica, en condiciones normales, está mediada por las variaciones del régimen climático a diferentes escalas temporales: tanto por la variabilidad intranual como interanual. Tales variaciones producen un régimen bimodal o monomodal de lluvias (principalmente por el paso de la zona de convergencia intertropical), que modula la respuesta hidrológica, la cual puede a su vez ser modulada por períodos secos o húmedos debido a la afectación de fenómenos macroclimáticos asociados a la variabilidad climática (entre otros fenómenos como El Niño-Oscilación del Sur – “ENOS”). El fenómeno ENOS es el más estudiado a nivel mundial, y en particular para la región tropical americana donde se encuentra Colombia. De acuerdo con Rahmstorf (2002), en el clima actual la expresión más fuerte de variabilidad climática natural es el fenómeno ENOS, el cual tiene un período variable de 3-7 años y tiene impactos sociales y ecológicos a nivel mundial debido a sus efectos sobre la circulación atmosférica global. Las dos fases del fenómeno ENOS no tienen una periodicidad definida, no son fácilmente predecibles, pero son relativamente frecuentes y son determinantes de la

²¹ Deberá hacerse un análisis preliminar de las series de tiempo que se utilicen, con el fin de identificar su homogeneidad y consistencia, de tal forma que se alimente el modelo conceptual con información representativa de la variabilidad climática natural de la lluvia y los caudales en el área de estudio.

Tabla 25 Métricas discretas de integridad del hábitat sugeridas para la caracterización de la estructura física del hábitat y la estructura del flujo (régimen de caudales), en relación con el contexto morfológico y ecológico de la red de drenaje del área de estudio.

Función	Métricas		Descripción	Características del sistema fluvial (Tipo morfológico)						
	Objetivo	Cuantificación		Escalón-Pozo	Cascada	Lecho-plano	Pozo-Cruce	Dunas y Antidunas	Trenzados	Barreras
Conectividad lateral	Estructura física del hábitat	$\begin{cases} < 4; \textit{Confinado} \\ > 4; \textit{No confinado} \end{cases}$	Permiten evaluar el nivel de confinamiento del cauce como requerimiento para la ocurrencia de eventuales desbordamientos. W _V : ancho del valle aluvial W _B : ancho de banca llena del segmento de corriente L _B : longitud de onda del segmento de corriente			X	X	X	X	
		$\begin{cases} < 13; \textit{No Confinado} \\ > 13; \textit{Confinado} \end{cases}$				X	X	X	X	
	Caracterizac. del régimen	¹ Caudal máximo asociado a un período de retorno de 15 años -Q _{T=15} -	Condición hidrogeomorfológica por encima de la cual se produce conexión hidráulica con las llanuras aluviales adyacentes y/o cuerpos de agua lénticos conexos			X	X	X	X	
		¹ Caudal de banca llena - Q _B -	Condición hidrogeomorfológica por encima de la cual se produce conexión hidráulica con las llanuras aluviales adyacentes y/o cuerpos de agua lénticos conexos			X	X	X	X	
		² W _V / W	Valores bajos corresponden a menor interacción entre la zona ribereña y la corriente W _V : ancho del valle aluvial; W: ancho de flujo			X	X	X	X	
		² Sinuosidad total -S-	En sistemas trezados permite cuantificar el grado de trenzamiento en relación con un caudal específico transportado. $S = \sum L_i / L_V$ Donde $\sum L_i$ es la sumatoria de la longitud de canales independientes para un caudal Q, y L _V es la longitud del valle.						X	
Flujo de sedimentos y nutrientes	Caracterizac. del régimen de flujo de sedimentos hacia la llanura de inundación	$D = W \frac{Q_{mo}}{Q_{mo} + Q_B} \left[1 - e^{-\dots} \right]$	Para condiciones de largo plazo, Wilkinson et al. (2009), proponen estimar el depósito anual de sedimento, D. Donde Q _{mo} es la mediana de los caudales de exceso por encima del estado de banca llena, Q _B el caudal de banca llena, W la carga anual de sedimento al inicio del segmento analizado, A _V el área (extensión) de la llanura de inundación y v la velocidad de sedimentación característica del sedimento transportado en suspensión.				X	X	X	
Conectividad longitudinal	Estructura física del hábitat	¹ Índice de conectividad dendrítica (Cote et al., 2009)	Permiten establecer el grado de fragmentación que naturalmente se presenta en un área de estudio, como punto de partida para evaluar la fragmentación generada antrópicamente							X
	Caracterizac. del régimen	¹ Caudal Q _{1-Q} : Geometría Hidráulica t ₉₀ -Q	Permite determinar el umbral (caudal) por debajo del cual se inducen barreras hidráulicas, y caracterizar por lo tanto su régimen (ver numeral 4.1.2.2.)	X	X		X			
Zonas muertas o zonas de pozo	Estructura física del hábitat	² Fracción dispersiva – DF-	Permite conocer el porcentaje de zonas muertas disponibles en un segmento, que pueden ser potencialmente empleadas como refugio. $DF = 1 - \frac{V_{media}}{V_{max}}$ Donde V _{media} es la velocidad media de tránsito de un soluto en la escala de tramo, y V _{max} la velocidad máxima de tránsito de un soluto en la escala de tramo. Dicha cantidad permanece relativamente invariante ante cambios de caudal, de modo que cambios significativos en su magnitud pueden deberse a perturbaciones (naturales o antrópicas) que reconforman la morfología de un segmento.	X	X	X	X	X		
	Caracterización del régimen	² Variabilidad de la corriente V _{max} / V _{media} = 1 / (1-DF)	Mayor variabilidad de la velocidad de la corriente ofrece más oportunidades al desarrollo de una biota más diversa (UNAL, 2007).	X	X	X	X	X	X	

¹ Cuantificable con información en escala regional e información detallada en escala de tramo
² Cuantificables con información detallada en la escala de tramo

variabilidad natural en la cantidad de agua y sedimentos en los cauces del sistema fluvial. En tal sentido, se utilizarán como referente de ocurrencia de fenómenos ENOS en sus fases fría y cálida, eventos extremos máximos con un período de retorno de 15 años, y eventos extremos mínimos con período de retorno de 10 años. Dichos eventos son los mismos que se utilizan como referente en las métricas de interés ecológico.

En los casos que se cuente con información que documente la influencia de otros fenómenos de variabilidad climática (e.g. Oscilación Decadal del Pacífico) sobre la respuesta hidrológica, tal información debe ser considerada en el análisis para establecer la recurrencia promedio de fenómenos de variabilidad climática cálidos y húmedos en dicho cuerpo de agua. Como referente se tiene la correlación de diferentes índices de fenómenos macro-climáticos realizada a nivel de subzonas hidrográficas por el IDEAM para el Estudio Nacional del Agua 2014 (IDEAM, 2015). Ese debe ser el punto de partida para considerar la variabilidad climática y la clasificación de eventos como extremos máximos y mínimos. En este caso, la definición de métricas asociadas a fenómenos de variabilidad climática diferentes al ENOS dependerá de la disponibilidad de información que permita relacionar los caudales extremos altos y bajos con índices que permitan establecer la ocurrencia de este tipo de fenómenos. En la medida en que sea posible establecer la recurrencia promedio de este tipo de fenómenos, las métricas asociadas a caudales extremos altos y bajos podrán relacionarse con los respectivos períodos de retorno resultantes del análisis.

De acuerdo con lo anterior, la siguiente etapa consiste en estimar, para cada mes, los caudales medios mensuales multianuales y los valores extremos máximos y mínimos. Para la obtención de los valores extremos se deberá considerar lo establecido en el numeral 3.2.3.1.1. Los datos diarios que excedan los valores extremos máximos no serán considerados para la estimación de los caudales medios mensuales multianuales.

4.2.2 Paso 2: Calcular métricas de interés

Este paso consiste en el establecimiento de las métricas a partir de las cuales se estimará la eventual alteración al régimen de caudales, como consecuencia del aprovechamiento proyectado. La estimación de dicha alteración dependerá de la condición ecológica o el objetivo ambiental trazado por la Autoridad Ambiental para el cuerpo de agua. Para definir dicho objetivo ambiental, la Autoridad Ambiental tendrá en cuenta los instrumentos de planificación del recurso hídrico (PORH, Plan Estratégico de la Macrocuenca, etc.), y/o los usos actuales definidos para cada tramo del cuerpo de agua.

En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes (por ejemplo, cuando el uso actual del agua corresponda con la preservación de flora y fauna, o cuando exista el interés de proteger alguna especie en riesgo de extinción), se deberán estimar métricas hidro-morfométricas de interés ecológico que serán utilizadas en pasos posteriores para la identificación y caracterización de eventos de interés ecológico del régimen actual e intervenido de caudales. En caso contrario, se deberán estimar umbrales relacionados con la prestación de los servicios ecosistémicos particulares asociados a los usos del agua actuales y proyectados, de forma que se garantice la prestación de dichos servicios luego del aprovechamiento proyectado. A continuación se presenta el procedimiento recomendado para cada uno de los casos mencionados.

4.2.3.1 Métricas de interés ecológico

En esta metodología se consideran cuatro componentes ambientales fundamentales del régimen de caudales (una simplificación de la propuesta original de Mathews y Richter, 2007), las cuales corresponden a valores singulares o específicos de caudal que permiten describir “(...) la forma en la cual un organismo experimenta la variabilidad de caudales de una corriente”. Debido a su carácter ecológico, dichos componentes se proponen como punto de partida para evaluar el máximo caudal aprovechable que permita preservar las propiedades del régimen (magnitud, duración, intensidad y momento de ocurrencia) para el cual las comunidades hidrobiológicas se han adaptado, cuando éstas efectivamente existen en un sector específico de la red de drenaje. En particular se resaltan los dos primeros componentes que se obtienen de las características hidro-morfométricas del segmento de interés:

- El primer componente definido en este estudio corresponde al caudal de **conectividad longitudinal** – Q_{1-Q}, denotado como tal ya que para su estimación se emplea la relación tiempo-caudal en la escala de tramo o, de otra forma, a partir de la relación de geometría hidráulica para el tiempo de tránsito. Caudales por debajo de dicha magnitud se traducen en la aparición de barreras hidráulicas, entendiendo éstas como condiciones locales que pueden ser permanentes, temporales, naturales o inducidas, que restringen el movimiento de peces en la red de drenaje, ya sea hacia aguas arriba o hacia abajo (Cote et al. 2009).

- El segundo componente corresponde al caudal de banca llena – Q_B o de **conectividad lateral**, el cual puede asociarse (como una variable indicadora) con la maximización del transporte de sedimentos a lo largo de una corriente, así como con la ocurrencia de eventos de desbordamiento de agua y sedimento hacia planicies de inundación o ecosistemas de transición (como humedales y rindas hídricas). Asimismo, dicha magnitud puede emplearse como característica de los eventos que favorecen la conexión entre cuerpos de agua lóticos y lénticos.

Los cuantiles de Q_{max,T=10} y Q_{max,T=15} fueron considerados en la metodología para tener en cuenta la influencia de los fenómenos con mayor afectación sobre el régimen hidrológico y su variabilidad interanual: fenómeno ENOS, principalmente en la región andina. De acuerdo con los registros históricos de ocurrencia del fenómeno, las crecidas representativas de las condiciones máximas durante una temporada “normal” de La Niña (fase fría del ENOS) se pueden asociar a una crecida con un período de retorno de 15 años, mientras para condiciones mínimas normales durante El Niño (fase cálida del ENOS) puede ser de 10 años. La estimación de las métricas hidrológicas y morfométricas de interés ecológico debe realizarse para cada uno de los tramos en los que se segmentó el cuerpo de agua, aplicando los procedimientos descritos en las secciones 3.2.3.1.1 y 3.2.3.1.2 del presente documento.

De forma complementaria, se podrán estimar otras métricas complementarias para la caracterización de la estructura física del hábitat y su relación con el régimen de caudales, dependiendo del contexto morfológico y ecológico del área de estudio. La Tabla 25 presenta una recomendación de métricas complementarias para representar las funciones descritas por los componentes ambientales del régimen, cuya estimación puede lograrse a partir de información detallada en la escala de tramo. Adicionalmente, se contextualiza su aplicación en relación con diferentes tipos de configuración morfológica.

Umbrales asociados a la prestación de servicios ecosistémicos

Para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el mantenimiento o restauración de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, se deben establecer métricas que permitan mantener la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en las unidades de análisis identificadas para el área de estudio definida en el numeral 4.1.1 del presente documento. Dicha priorización debe tener en cuenta las disposiciones normativas vigentes en la materia, incluyendo lo dispuesto en el artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015, así como los servicios públicos que hagan uso del recurso en cada tramo del cuerpo de agua, de acuerdo con las definiciones de la Ley 142 de 1994.

Por ejemplo, cuando el tramo de análisis tenga asociado un uso correspondiente a consumo humano y doméstico o usos agropecuarios (literales a, b, c y d del artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015), se debe garantizar, en lo posible, el mantenimiento de las magnitudes de caudal requeridas para dichos usos, sin afectar los servicios ecosistémicos prestados hacia aguas abajo. Por su parte, cuando se prioricen los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento relacionados con el uso para generación de energía (literal e del artículo 2.2.3.2.7.6 del Decreto 1076 de 2015), se deberán tener en cuenta criterios relacionados con la prestación del servicio público, incluyendo la calidad y continuidad del servicio, así como las magnitudes asociadas a la energía firme requerida. Finalmente, cuando la prioridad corresponda con otros fines industriales (servicios ecosistémicos de aprovisionamiento) o usos recreativos (servicios ecosistémicos culturales), la autoridad ambiental deberá considerar el atributo magnitud del régimen de caudal que permitirá la prestación del respectivo servicio, sin afectar los servicios ecosistémicos prestados hacia aguas abajo.

Para la definición de los umbrales mencionados en el párrafo anterior, la autoridad ambiental deberá usar la información recopilada durante la Fase 1 de la metodología, para definir las magnitudes asociadas al máximo aprovechamiento permisible en el tramo. Adicionalmente, se recomienda que la autoridad ambiental implemente o fortalezca su red de monitoreo de caudales, con el fin de contar con un soporte para la toma de decisiones que permita, por ejemplo, la implementación de un modelo hidráulico del tramo de interés que permita establecer relaciones entre caudal y profundidad de flujo (u otras variables hidráulicas), y así definir los caudales mínimos que permiten la prestación de un determinado servicio ecosistémico (para la implementación de este tipo de modelos deberán tenerse en cuenta los protocolos establecidos por el IDEAM (2018)).

En este orden de ideas, el procedimiento consiste en identificar los caudales requeridos para sostener la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en cada caso, obteniendo como resultado el máximo caudal que se podrá aprovechar sin afectar los usos existentes. Por lo anterior, las métricas asociadas a la prestación de servicios ecosistémicos se relacionan principalmente con el atributo magnitud del régimen de caudales que permite prestar los servicios ecosistémicos priorizados en cada tramo del cuerpo de agua (por ejemplo, en caso que exista una bocanoma para consumo humano en el tramo de estudio, la métrica asociada a la prestación de este servicio puede corresponder con la magnitud de caudal requerida para tal uso). De manera adicional, se podrán incorporar otros atributos del régimen en el análisis, cuando se considere que su mantenimiento es necesario para la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados.

4.2.3 Paso 3: Identificar y caracterizar los eventos de interés

En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes, se deben caracterizar los eventos de interés de las series de caudal medio diario simuladas u observadas. Dicha caracterización debe incluir la estimación de la duración T , la magnitud D y la intensidad I de aquellos eventos que se encuentran por encima de la métrica Q_B y por debajo de la métrica $Q_{Min}^{T=15}$; y por debajo de la métrica Q_{Q-Q} pero por encima de la métrica $Q_{Min}^{T=10}$ tal como se ejemplifica en la Figura 59. El rango de valores se constituye entonces en la serie de caudales que problemáticamente mantendrían la sostenibilidad de dinámicas ecosistémicas similares a las establecidas históricamente, en escala ecológica, por el régimen de caudales del cuerpo de agua evaluado, considerando la variabilidad. El procedimiento consiste en identificar y separar para cada mes cada uno de los eventos de interés ecológico esquematizados en la Figura 60, obteniendo así una muestra estadística cuya representatividad será mucho mayor conforme mayor sea la longitud de la serie de caudales simulada (u observada cuando se cuenta con éstas). La

Tabla 26 presenta un ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena Q_B y por debajo de $Q_{Min}^{T=15}$. La separación de eventos se debe realizar teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Un evento de interés está comprendido por los valores diarios de caudal comprendidos por encima de la métrica Q_B (eventos máximos) y por debajo de la métrica Q_{Q-Q} (eventos mínimos).

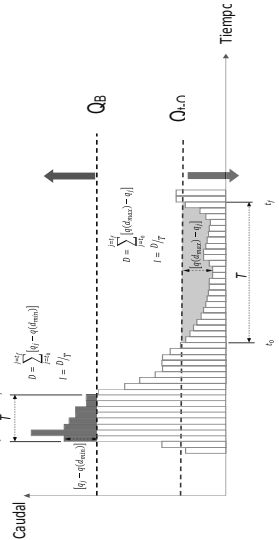


Figura 59 Esquematización de eventos de interés hidrológico y ecológico (excesos y déficits) y caracterización de sus atributos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

- La duración del evento corresponde al periodo de tiempo comprendido entre los dos momentos en los que la serie de caudal cruza la respectiva métrica de interés.
- Los eventos extremos máximos y mínimos, relacionados con la variabilidad interanual del régimen hidrológico, son aquellos cuya magnitud está por encima de la métrica $Q_{Max}^{T=15}$ o por debajo de la métrica $Q_{Min}^{T=10}$. Para la separación de estos eventos, se debe tener en cuenta

la correlación directa de los mismos con magnitudes que cruzan los umbrales respectivos por máximos (Q_B) o por mínimos (Q_{Q-Q}). En tal sentido, la magnitud y la duración del evento deberán ser calculadas teniendo en cuenta el periodo de tiempo comprendido entre los dos momentos en los que la serie de caudal cruza las métricas Q_B (eventos máximos) o Q_{Q-Q} (eventos mínimos).

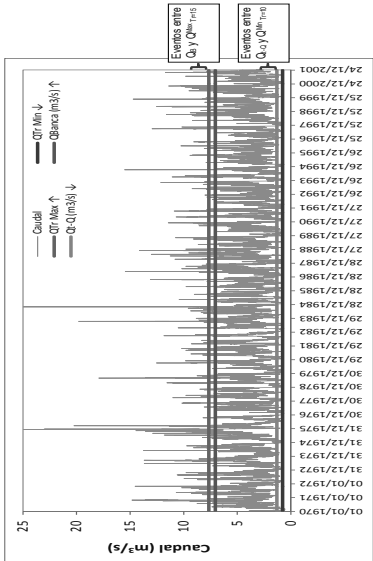


Figura 60 Visualización de serie de tiempo de caudales y métricas definidas por los componentes ambientales del régimen Q_{Q-Q} y Q_B , $Q_{Max}^{T=15}$ y $Q_{Min}^{T=10}$. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Tabla 26 Ejemplo de separación y caracterización de los eventos por encima del caudal de banca llena Q_B y por debajo de $Q_{Max}^{T=15}$.

Evento	Mes	Fecha Inicial	Fecha Final	Duración (días)	Magnitud (m³)	Caudal (m³/día)
1	1	04/01/1989	06/01/1989	3	13.2983	4.4327666
2	1	21/01/1989	21/01/1989	1	1.005917	1.0059169
3	1	23/01/1989	23/01/1989	1	2.821806	2.8218056
4	2	20/02/1982	22/02/1982	3	4.681198	1.56039927
5	2	09/02/1993	10/02/1993	3	4.236127	2.11806359
6	2	15/02/1999	16/02/1999	2	1.186896	0.59344804

La muestra conformada permite definir para cada mes el número de eventos, la media, desviación estándar, cuartiles y valores extremos para la duración T , magnitud D , e intensidad I , estableciendo así una línea base del régimen de dichos eventos analizados.

Por su parte, para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, este paso de la metodología no aplica, y se debe proceder a la definición de la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales, tal como se describe a continuación.

4.2.4 Paso 4: Generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales

Este paso consiste en generar la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales, para lo cual el usuario deberá presentar en detalle la propuesta de aprovechamiento en función de las características del proyecto y de las condiciones esperadas durante su operación. Se deberán evaluar diferentes reglas de aprovechamiento en función de la fase del proyecto (e.g., construcción, llenado, operación).

En esta metodología se propone un proceso iterativo a partir del cual es posible estimar mes a mes el porcentaje máximo de caudal que podría extraerse (captarse, desviarse, etc.), sin alterar significativamente el régimen en condiciones actuales, es decir, sin afectar los principales atributos relacionados con la salud del ecosistema.

El primer paso consiste en definir el caudal máximo a extraer para cada mes, como un porcentaje P del caudal medio mensual, tal como se ilustra en la Figura 61. Para el ejemplo presentado a continuación, se han definido porcentajes P variables para cada mes, obteniendo 12 valores para el año; sin embargo, dependiendo de la condición ecológica deseada u objetivo ambiental, así como de las particularidades de cada proyecto, obra o actividad, es posible proponer un único valor de P para todo el año, o valores variables por mes en función de las métricas o umbrales que deben ser garantizados.

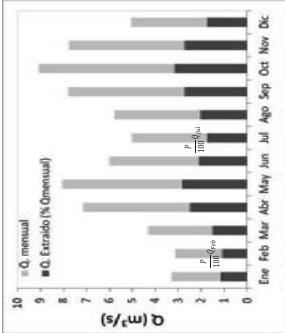
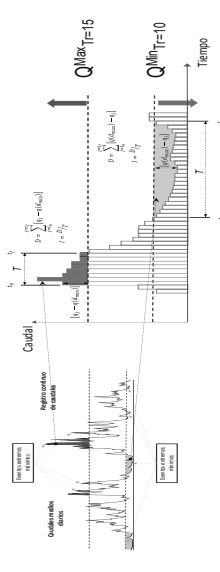


Figura 61. Caudal de aprovechamiento mensual como un porcentaje P del caudal medio mensual. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

Teniendo en cuenta lo anterior, el máximo caudal aprovechable para cada mes será estimado aplicando la siguiente ecuación: $q_j = \frac{P_j}{100} Q_{mensual}^j ; \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$ Donde: q_j es el máximo caudal aprovechable para el mes j P_j es el porcentaje de aprovechamiento definido para el mes j $Q_{mensual}^j$ es el caudal medio mensual para el mes j Posteriormente, a partir de la serie de caudales actuales $Q(t)$, simulados u observados, se debe estimar la serie diaria de caudales aguas abajo $Q^*(t)$, aplicando la siguiente ecuación: $Q_{i,j}^* = \begin{cases} Q_{i,j} - q_j ; & \text{si } Q_{i,j} - q_j \geq Q_{\text{mínimo}}^j \\ Q_{\text{mínimo}}^j ; & \text{si } Q_{i,j} - q_j < Q_{\text{mínimo}}^j \end{cases} \quad \forall i = 1, ..., N \text{ días y } \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$ Donde: $Q_{i,j}^*$ es el valor de caudal diario después del aprovechamiento, para el día i y el mes j $Q_{i,j}$ es el valor de caudal simulado u observado, para el día i y el mes j q_j es el caudal aprovechable para el mes j $Q_{\text{mínimo}}^j$ es el caudal mínimo diario, observado o simulado, para el mes j (excluyendo los eventos mínimos extremos). Finalmente, la serie diaria de caudales aprovechables se estima mediante la siguiente ecuación: $Q_{i,j}^{\text{Aprov}} = Q_{i,j} - Q_{i,j}^* ; \forall i = 1, ..., N \text{ días y } \forall j = 1, ..., 12 \text{ mes}$ Donde $Q_{i,j}^{\text{Aprov}}$ es el valor de caudal aprovechable diario, para el día i y el mes j. Nótese que los valores mensuales de aprovechamiento P_j corresponden al máximo caudal aprovechable teórico para cada mes, los cuales pueden ser menores al ser estimados considerando el caudal diario del sistema y el caudal mínimo diario de referencia para el respectivo mes. En otras palabras, el caudal diario captado debe permitir que, como mínimo, aguas abajo del aprovechamiento se mantenga un valor de caudal equivalente al mínimo observado o simulado de la serie histórica, para el respectivo mes, excluyendo los valores diarios mínimos extremos (valores menores al caudal mínimo con período de retorno de 10 años). En todo caso, cuando por condiciones naturales o no atribuibles al proyecto se presenten caudales menores a los mínimos mensuales históricos, esta condición no se podrá cumplir, y no se podrá captar agua. Durante la operación del proyecto, obra o actividad, la regla de aprovechamiento definida como resultado de la metodología deberá aplicarse a nivel diario, por lo que la estructura de captación debe ser diseñada, construida y operada de forma que aguas abajo se mantenga, como mínimo, el caudal mínimo definido para cada mes. Adicionalmente, el caudal máximo a captar corresponderá al máximo caudal aprovechable para el respectivo mes, q_j. Adicionalmente, para los tramos localizados aguas abajo del retorno de agua, la serie de caudales después del aprovechamiento, $Q_{i,j}^*$, deberá estimarse teniendo en cuenta los caudales turbinados o de retorno al cuerpo de agua. Por lo tanto, la estimación de la alteración del régimen de caudales en los tramos localizados aguas abajo del retorno deberá contemplar la alteración generada por el retorno de caudales al cuerpo de agua. 4.2.5 Paso 5: Identificar y caracterizar los eventos de interés ecológico para la serie alterada de caudales Partiendo de la serie de caudales obtenida aguas abajo $Q^*(t)$, es posible aplicar nuevamente el proceso de identificación y caracterización de los estadísticos de los eventos de interés ecológico utilizando las mismas métricas del Paso 3, en caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes. El proceso debe realizarse para cada uno de los tramos en los que segmentó el cuerpo de agua afectado por el proyecto, obra o actividad, empezando por aquel en el que localiza la captación. Los caudales usados para la identificación y caracterización de los eventos de interés ecológico corresponden a la serie aguas abajo del aprovechamiento, mientras que las métricas usadas deben ser las estimadas para cada tramo en particular. Es importante adlarar que el propósito de la regla de aprovechamiento propuesta consiste en maximizar el aprovechamiento mes a mes, de forma que se minimicen los impactos sobre los principales atributos del régimen hidrológico. En ningún caso se pretende replicar los eventos máximos y mínimos que ocurren en las condiciones sin proyecto, por lo que no es responsabilidad del proyecto generar eventos de caudales máximos y mínimos, si estos no ocurren en las condiciones actuales. Por su parte, para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, se debe usar la serie de caudales obtenida aguas abajo $Q^*(t)$ para verificar que la regla de aprovechamiento definida no interfiere con los servicios ecosistémicos priorizados para cada tramo del cuerpo de agua, aguas abajo del tramo estudiado. 4.2.6 Paso 6: Evaluar iterativamente la alteración del régimen hidrológico En caso que el objetivo ambiental corresponda con la preservación del régimen requerido para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos existentes, la comparación entre las condiciones actuales y las posteriores al aprovechamiento puede hacerse mediante una prueba estadística (para muestras independientes, la cual se lleva a cabo mes a mes para cada uno de los eventos de interés y métricas (duración, magnitud e intensidad) analizadas²². La prueba t a utilizar deberá ser de dos colas con un nivel de significancia de 0.05 y se deberá comprobar previamente para su aplicación	que las varianzas sean idénticas o diferentes, mediante la aplicación de una prueba estadística F. De esta manera es posible definir para cada mes el máximo caudal aprovechable que no induce alteración del régimen hacia aguas abajo. Es importante anotar que se sugiere la prueba t por su facilidad en la aplicación y agilidad en el proceso iterativo; esta prueba ha mostrado resultados satisfactorios en muestras donde su tamaño no es muy pequeño y no existe mucha asimetría en la distribución alrededor de la media (Larsen y Marx, 1986); sin embargo, dada la usual asimetría de las distribuciones de probabilidad asociadas con las variables hidrológicas y los pequeños tamaños de las muestras de datos, tal aproximación tiene limitación en su aplicación (Naghtettini y Silva, 2017). Para solucionar tal inconveniente, se sugiere el uso de pruebas alternativas como las de Spearman (Spearman, 1904) o Kendall (Kendall, 1938), las cuales no asumen normalidad en la distribución de probabilidades ni están limitadas por el tamaño de la muestra. Igualmente, son de fácil implementación y amplio conocimiento y aplicación. La evaluación debe realizarse para cada uno de los tramos en los que segmentó el cuerpo de agua afectado por el proyecto, obra o actividad, empezando por aquel en el que localiza la captación. En caso de existir otros proyectos en el área de estudio que impliquen una alteración al régimen hidrológico, la evaluación de la alteración del régimen deberá incorporar el efecto de dichas alteraciones, a partir de información suministrada por la Autoridad Ambiental. Una vez determinado el máximo caudal aprovechable que no induce alteración del régimen, se debe clasificar la serie de tiempo de caudales aguas abajo $Q^*(t)$. En los casos en que la condición ecológica u objetivo ambiental corresponda a la preservación o restauración de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, de manera complementaria, se realizará la comparación de todos los indicadores de alteración hidrológica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1996, 1997, 1998)²³ para realizar el “análisis de rango de variación” usando el “factor de alteración hidrológica” en condiciones sin y con alteración (serie que representa el régimen actual de flujo y serie que representa la alteración con la propuesta de aprovechamiento máximo de caudales en caso de uso consuntivo o de entrega de caudales en caso de usos no consuntivos como la generación hidroeléctrica, respectivamente). Cuando se llegue a la condición en el que ninguno de los indicadores del IHA sea mayor al 40% se asume que la regla de aprovechamiento máximo mes a mes no produce alteración significativa en los principales componentes del régimen de flujo. La regla de aprovechamiento seleccionada será aquella que permita obtener el máximo caudal aprovechable entre la regla estimada mediante las métricas de interés y la obtenida de la aplicación del IHA. Por su parte, para aquellos tramos del cuerpo de agua en los que no se tenga priorizado el sostenimiento de los atributos del régimen de caudales que permiten el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, este paso consiste en realizar el ajuste iterativo de la regla de aprovechamiento definida en el paso 4, hasta obtener una serie aguas abajo $Q^*(t)$ que no genere interferencia con los servicios ecosistémicos priorizados en los tramos localizados aguas abajo del cuerpo de agua. Como resultado del procedimiento descrito se obtendrá el máximo caudal teórico que se podrá aprovechar y el caudal mínimo que se deberá mantener en el río, aguas abajo de la captación, para cada mes, de forma que se minimice la alteración al régimen hidrológico observado en condiciones sin proyecto. Asimismo, para proyectos que involucren el retorno de caudales a cuerpos de agua, se obtendrán los máximos caudales que se podrán retornar para cada mes, de forma que se minimice la alteración al régimen hidrológico observado en condiciones sin proyecto en los tramos localizados aguas abajo de la estructura de retorno. 4.2.6.1 Criterios adicionales para minimizar la alteración del régimen de caudales De manera particular, además del proceso iterativo descrito en el paso 6, para proyectos objeto de licenciamiento se deberán definir los condicionamientos para minimizar la alteración del régimen de caudales, lo cual se deriva del análisis estadístico de los atributos de magnitud, duración e intensidad encontrados para la serie de caudales sin alteración, así como la clasificación de dichas series de acuerdo con la influencia de fenómenos de variabilidad climática (ocurrencia de eventos extremos máximos y mínimos). Los eventos que ocurran en la serie sin alteración por encima de la métrica $Q_{\text{Tr}=15}^{\text{Max}}$ y por debajo de la métrica $Q_{\text{Tr}=10}^{\text{Min}}$ serán caracterizados con el fin de generar condicionamientos adicionales para minimizar la alteración del régimen de caudales. El procedimiento consiste en caracterizar el número n y duración T de los eventos de interés ecológico que se encuentran por encima de la métrica $Q_{\text{Tr}=15}^{\text{Max}}$ y por debajo de la métrica $Q_{\text{Tr}=10}^{\text{Min}}$, tal como se ilustra en la Figura 62. Lo anterior aplica cuando dichas métricas sean las de interés. En caso contrario, se deberán considerar las métricas que se hayan considerado conforme el objetivo ambiental o la condición ecológica deseada.  Figura 62 Esquematzación de eventos extremos de interés hidrológico y ecológico (excesos y déficits) y caracterización de sus atributos. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015). • Es aplicable sólo para meses con la relación #eventos (altos o bajos) mes i / # total meses i en la serie > 20%. • Es aplicable en los casos que la desviación estándar de las características duración e intensidad sean mayores a 1. • La prueba se debe aplicar a los atributos magnitud e intensidad o magnitud y duración y puede variar mes a mes. ²³ La estimación de todos los indicadores puede realizarse automáticamente con el programa informático IHA: https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-sp.aspx.
--	--

Se deben identificar y separar para cada mes cada uno de los eventos de interés ecológico esquematizados en la Figura 62, obteniendo así una muestra estadística cuya representatividad será mucho mayor conforme mayor sea la longitud de la serie de caudales simulada u observada. Un ejemplo de lo anterior se presenta en la Tabla 27.

Tabla 27 Ejemplo de separación y caracterización de la cantidad y duración (días) de los eventos de interés ecológico por debajo del umbral $Q^{Min}_{T=10}$.

Mes	Tipo de Evento	# Eventos	Duración media
1	QTr_Min_↓	19	19.74
2	QTr_Min_↓	15	13.47
3	QTr_Min_↓	14	6.36
4	QTr_Min_↓	8	3.75
5	QTr_Min_↓	2	2.00
6	QTr_Min_↓	8	5.88
7	QTr_Min_↓	22	8.05
8	QTr_Min_↓	22	4.82
9	QTr_Min_↓	9	3.56
10	QTr_Min_↓	0	0.00
11	QTr_Min_↓	0	0.00
12	QTr_Min_↓	18	14.33

En la Figura 63 se muestra un ejemplo para eventos extremos bajos, en donde se indica para cada mes el número de eventos observados al igual que la media y la desviación estándar de su duración. Con la información así obtenida, se deben definir, para cada mes el conjunto de recomendaciones descritas a continuación. El primer condicionamiento que surge para cada mes consiste en garantizar caudales ambientales con magnitudes contenidas entre los valores mínimos y máximos definidos en el numeral 4.2.1.1.2, salvo que condiciones naturales conlleven al incumplimiento de dicha condición. Adicionalmente, empleando la media de la duración y la magnitud de los eventos extremos de interés ecológico, se debe garantizar al menos un (1) evento con una duración igual a la media (aproximada al número de días mayor más cercano) y una magnitud mayor o menor a la respectiva métrica de interés ($Q^{Max}_{T=15}$ y $Q^{Min}_{T=10}$, respectivamente), para aquellos meses en los que dichos eventos ocurren en condiciones actuales.

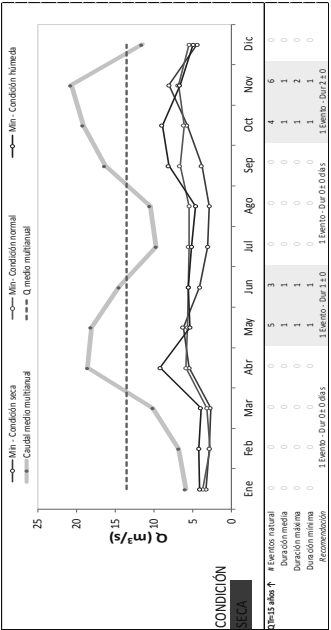


Figura 63 Ejemplo de la consolidación de condicionamientos orientados a la alteración mínima del régimen de caudales en un sitio específico en la red de drenaje del área de estudio. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

4.2.7 Paso 7: Obtener la información hidrobiológica de línea base que servirá como referencia para el seguimiento a la implementación de los caudales ambientales

Las alteraciones generadas por el proyecto, obra o actividad sobre el régimen de caudales deben ser monitoreadas en el tiempo, con el fin de verificar el impacto de dichas alteraciones sobre los recursos hidrobiológicos del cuerpo de agua. En este sentido, los cambios físicos que ocurran se pueden ver reflejados sobre la estructura, composición taxonómica y la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. Teniendo en cuenta lo anterior, el monitoreo y seguimiento a las comunidades hidrobiológicas son aspectos fundamentales para la caracterización de las modificaciones físicas y químicas generadas sobre el cuerpo de agua.

En esta sección se describen los sistemas de bio-indicación requeridos para monitorear el efecto de la alteración en el régimen hidrobiológico sobre el componente hidrobiológico, como consecuencia de la implementación de proyectos, obras o actividades sujetos a licenciamiento ambiental. Los indicadores descritos deben ser estimados al momento de la estimación de la alteración del régimen en el marco del proceso de licenciamiento, y se les debe realizar seguimiento por parte del usuario con el fin de verificar que las hipótesis de alteración asumidas son válidas, así como para implementar las medidas de gestión que apliquen cuando se identifiquen impactos mayores a los proyectados.

En primer lugar, se aborda la mirada clásica de cambios en la estructura y composición de la comunidad hidrobiológica, los cuales son evaluados usando índices ecológicos como riqueza y diversidad. En segundo lugar, se aborda la perspectiva de la evaluación de las condiciones de hábitat requerido o idóneo para el mantenimiento de comunidad íctica. Por último, se debe realizar una evaluación sobre los aspectos funcionales a través de los rasgos biológicos, los cuales permiten evaluar de manera directa e integral la relación entre los procesos ligados a los regímenes de caudal y la funcionalidad, reflejada en el papel o rol que cumplen las especies, así como sus estrategias de vida.

4.2.7.1 Índices ecológicos

Los índices presentados en la sección 3.2.8.1 son básicos en la evaluación del estado actual previo a la modificación del régimen y en el seguimiento futuro de los efectos temporales y espaciales de dichos cambios.

4.2.7.1 Estimación de idoneidad del hábitat para la comunidad íctica

Para la estimación del índice es necesaria la información de abundancia y biomasa de las especies ícticas, así como la información hidráulica, fisicoquímica y microbiológica de los sitios de monitoreo, con el fin de los obtener rangos de preferencia por parte de las especies ícticas para estas variables. El procedimiento para la estimación del MHSI se describe de forma detallada en la sección 3.2.8.2 del presente documento.

4.2.7.2 Evaluación funcional

La perspectiva funcional provee una interpretación más directa de los cambios que ocurren en los ecosistemas, ya que está basada en rasgos biológicos que exhiben las especies. Dichos rasgos biológicos evolutivamente han sido seleccionados por los factores ambientales y en el tiempo ecológico los que se encuentran en un determinado momento y espacio nos dan información de cuáles son las condiciones locales que gobiernan estos ecosistemas.

La hipótesis sobre la cual se ha corroborado que los factores ambientales constriñen los rasgos que presentan las especies en un ecosistema es un punto de partida en toda línea base que debe tenerse antes de realizar cualquier tipo de modificación sobre los componentes y por ende los procesos asociados con la alteración del régimen del caudal.

Para el levantamiento y análisis relacionados con los rasgos biológicos y los aspectos funciones se presenta en la sección 3.2.8.4 una propuesta metodológica para llevar a cabo este paso.

4.3 FASE 3: EVALUACIÓN DEL CAUDAL AMBIENTAL CONSIDERANDO SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

4.3.1 Paso 1: Determinar la capacidad de asimilación del cuerpo de agua

Desde la propuesta para la estimación de caudales ambientales realizada por UNAL (2007) se ha señalado que el funcionamiento de un ecosistema acuático depende no sólo de un régimen hidroológico adecuado, sino de la provisión de agua con una calidad apropiada (King and Louw, 1998; en UNAL, 2007). Asimismo, dicha calidad determina o condiciona los usos del agua en un contexto socioeconómico.

Con el fin de evaluar el régimen de caudales ambientales estimado en la Fase 2 de la metodología, es necesario implementar un modelo de calidad del agua que permita estimar las condiciones esperadas en el cuerpo de agua ante la implementación de dicho régimen. Para esto, se requiere la implementación de un modelo de calidad del agua a escala de tramo, que permita representar los procesos que gobiernan la calidad del agua en el área de influencia del proyecto, obra o actividad.

La modelación de calidad del agua debe realizarse siguiendo un protocolo estricto que permita calibrar y modelar un modelo predictivo a escala de tramo, que represente de manera adecuada los procesos y transformaciones que ocurren en los cuerpos de agua de interés. Para esto, deben priorizarse los tramos que permitan caracterizar las transformaciones de calidad más relevantes en el cuerpo de agua estudiado, es decir, aquellos tramos en los que se presenten los aportes de carga contaminante más significativos. Para la implementación, calibración y validación del modelo de calidad del agua se deben aplicar los lineamientos establecidos en la Guía Nacional de modelación del recurso hídrico superficial continental (Minambiente, 2018).

4.3.2 Paso 2: Simular escenarios críticos

El objetivo de este paso es identificar las eventuales problemáticas que puedan surgir para diferentes condiciones críticas, asociadas con la disponibilidad o la calidad del agua en el área de estudio. Asimismo, este análisis apunta hacia la identificación de los impactos que pueda generar el proyecto, obra o actividad, los cuales constituyen un insumo para la evaluación ambiental requerida en el marco del proceso de licenciamiento.

4.3.2.1 Identificación de criterios y objetivos de calidad de agua

La simulación de la calidad del agua no es por sí sola un factor de apoyo en la evaluación de los caudales ambientales estimados mediante la articulación del componente hidroológico y ecológico, si no se incorporan criterios de calidad del agua que reflejen los requerimientos correspondientes a los diferentes usuarios del recurso hídrico.

Los objetivos de calidad de agua son una fuente de información a partir de la cual es posible consultar criterios de calidad de agua en el área de estudio o sectores de la misma. No obstante, en ausencia de dicho insumo y para efectos de la aplicación de la metodología, se deben definir criterios de calidad de agua considerando los usos de agua preponderantes en un tramo de corriente específico, a partir de la información secundaria correspondiente a la distribución espacial de los usuarios del recurso hídrico identificados (ver numeral 3.1.3.1.5). Dichos usos deben categorizarse de acuerdo con los usos y criterios de calidad del agua a los que hace referencia el Decreto 1076 de 2015 o la norma que lo modifique o sustituya. En la Figura 64 se ilustra la asignación de criterios de calidad de agua.

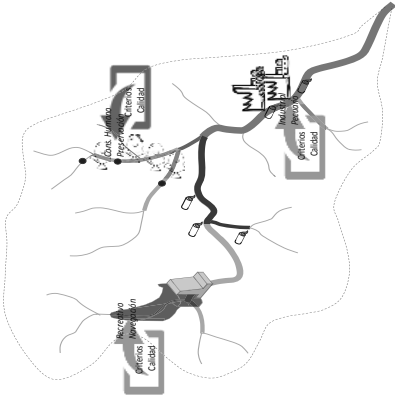


Figura 64 Esquematización de la consideración de criterios de calidad de agua, de acuerdo con los usos del agua que se identifiquen a partir de la información secundaria y la información hidrobiológica en sitios de monitoreo. Fuente: Minambiente-CORNARE (2015).

4.3.2.3 Definición de escenarios críticos
Empleando el modelo de calidad de agua calibrado y validado se debe llevar a cabo la simulación de escenarios que contemplen condiciones extremas de clima (mínimos en período seco y normal de la serie alterada de caudales, $Q^*(t)$), cargas contaminantes máximas y demandas de usuarios (aprovechamiento máximo de caudales). En tal sentido, este escenario consiste en asumir que se ha extraído el aprovechamiento máximo de caudales, para la condición más crítica de un período hidrológico normal y uno seco.
Para cada escenario, es posible obtener perfiles de calidad de agua y perfiles de oferta disponible (ver Figura 44) de agua a lo largo de los tramos previamente definidos, para verificar si para el escenario de caudal ambiental más crítico de cada mes emergen problemáticas que en condiciones actuales no existan.

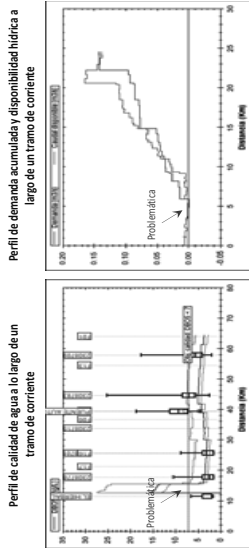


Figura 65 Perfiles de calidad de agua y de oferta hídrica disponible empleados para la verificación de problemáticas. Fuente: Minambiente-CORVARE (2015).

4.3.3 Paso 3: Identificar impactos

El paso final de la metodología consiste en identificar y consolidar los impactos asociados a la implementación de caudales ambientales, incluyendo aquellos asociados a los atributos del régimen de caudales, y los asociados a modificaciones en las condiciones de calidad del agua con y sin proyecto. Con lo anterior, se deben identificar y caracterizar los impactos que eventualmente puedan surgir sobre los usos actuales y potenciales y, en general, sobre los servicios ecosistémicos que presta el cuerpo de agua.

Los impactos identificados serán usados como insumo para la evaluación ambiental requerida en el marco del proceso de licenciamiento.

4.4 FASE 4: SEGUIMIENTO A LA IMPLEMENTACIÓN DE CAUDALES AMBIENTALES

En todos los casos, se debe diseñar e implementar la estrategia de seguimiento y monitoreo sistemático, dentro del respectivo Plan de Manejo Ambiental, para el cumplimiento del régimen de caudales ambientales. Es importante tener presente que la ubicación y manejo de las estaciones de monitoreo es competencia de la Autoridad Ambiental. En dicha estrategia se deben incorporar las variables físicas, químicas e hidrobiológicas, identificadas en la información de línea base y la determinación de la capacidad de asimilación del cuerpo de agua.

La estrategia de seguimiento y monitoreo debe incorporar indicadores que permitan verificar las hipótesis asumidas durante la estimación de caudales ambientales, así como hacer seguimiento a la implementación de dichos caudales y su eventual impacto sobre aspectos como la morfología del cuerpo de agua, la disponibilidad de hábitat, entre otros.

Una herramienta de comprobada utilidad y amplia aplicación para realizar el seguimiento al efecto de modificaciones en el régimen de caudales líquidos y sólidos en cuerpos de agua corresponde a la estimación del Índice de Calidad Morfológica (MQI, por sus siglas en inglés), cuyo desarrollo y aplicación se describen en detalle en Rinaldi et al. (2015b). Este índice fue desarrollado en Italia y ha sido aplicado y verificado en ríos con diversidad de características morfológicas para la estimación del impacto generado por intervenciones antrópicas y medidas de restauración sobre las características morfológicas del cuerpo de agua, incluyendo la disponibilidad de hábitat físico (Rinaldi et al., 2015b).

Entre las múltiples ventajas de la estimación del MQI se encuentran su orientación hacia los procesos hidro-morfológicos que ocurren en el cuerpo de agua, la inclusión de aspectos como la continuidad en el flujo de agua y sedimentos, erosión del lecho y divagación lateral del cauce, su facilidad de cálculo (se puede realizar a partir de información de sensores remotos), y la articulación con la clasificación geomorfológica realizada para el cuerpo de agua, entre otros (Rinaldi et al., 2015b). Para una descripción detallada de los criterios y aplicación del MQI, se recomienda consultar la documentación del proyecto REFORM (Rinaldi et al., 2015b).

Por último, se deben monitorear los eventuales impactos generados por el proyecto, obra o actividad sobre el régimen hidrológico, así como evaluar la influencia que las modificaciones en dicho régimen tengan sobre las comunidades hidrobiológicas. La evaluación de los potenciales impactos debe estar soportada en la preservación del régimen de caudales estimado y en el mantenimiento de la biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos prestados por el cuerpo de agua. En este sentido, las herramientas para hacer el seguimiento sobre las comunidades hidrobiológicas deben incluir la evaluación a nivel de estructura y composición taxonómica, el mantenimiento de las condiciones óptimas o idóneas para la conservación de la fauna íctica de importancia como servicio de aprovisionamiento, y la evaluación funcional con base en los rasgos biológicos, de acuerdo con los lineamientos descritos en la sección 4.2.7 del presente documento.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
[1] Abouali, M., Daneshvar, F., & Nejadhashemi, A. P. (2016a). MATLAB Hydrological Index Tool (MHIT): A high performance library to calculate 171 ecologically relevant hydrological indices. *Ecological Informatics*, 33, 17-23.

[2] Abouali, M., Nejadhashemi, A. P., Daneshvar, F., & Woznicki, S. A. (2016b). Two-phase approach to improve stream health modeling. *Ecological Informatics*, 34, 13-21.

[3] Adams, J. (2012). Determination and implementation of environmental water requirements for estuaries. Ramsar Technical Report No. 9/CBD Technical Series No. 69. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland & Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. ISBN 92-9225-455-3 (print); 92-9225-456-1 (web).

[4] Álvarez, O.D. (2007). Cuantificación de la incertidumbre en la estimación de campos hidrológicos. Aplicación al balance hidrológico de largo plazo. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín.

[5] Álvarez, O.D. (2009). Desarrollo de una librería computacional para la estimación espacial utilizando objetos geográficos y programación orientada a objetos espaciales. Tesis de Maestría. Universidad Politécnica de Valencia.

[6] Angarita H, Wickel AJ, Chavarro J, Escobar-Arias M, Delgado J. (2015) SCI SBI | CONGRESO NACIONAL RÍOS Y HUMEDALES HONDA, TOLIMA, 26 AL 28 DE NOVIEMBRE, 2015.

[7] Arthington, A. H. (2012). Environmental flows: saving rivers in the third millennium. *Freshwater ecology series*. University of California Press, Ltd. Londres, Inglaterra.

[8] Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management—Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*.

[9] Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA- (2013b). Metodología para la estimación y evaluación del caudal ambiental en proyectos que requieren licencia ambiental. Bogotá D.C.

[10] Beechie T.J, Liemann M, Pollock MM, Baker S.Davies J. (2006). Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology* 78: 124–141

[11] Belletti, B., Rinaldi, M., Bussetini, M., Comiti, F., Gurnell, A.M., Mao, L., Veza, P. (2017). Characterising physical habitats and fluvial hydromorphology: A new system for the survey and classification of river geomorphic units. *Geomorphology*, 283, pp.143-157.

[12] Blöschl, G., Sivapalan, M., Wagener, T., Viglione, A., Savenijé, H., (Eds.) (2013). *Runoff Prediction in Ungauged Basins: Synthesis Across Processes, Places and Scales*. Cambridge University Press, Science, 484 pages.

[13] Brinson, M.M. (1993). A hydrogeomorphic classification for wetlands, Technical Report WRP–DE–4, U.S. Army Corps of Engineers Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

[14] Brinson, M.M., L.C. Lee, R.D. Rheinhardt, G.G. Hollands, D.F. Whigham, and W.D. Nuttler. (1997). A summary of common questions, misconceptions, and some answers concerning the hydrogeomorphic approach to functional assessment of wetland ecosystems: scientific and technical issues. Draft of paper published as a Bulletin of the Society of Wetland Scientists 17(2):16–21.

[15] Buffington, J.M., Montgomery, D.R. (2013). Geomorphic classification of rivers. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Wohl, E. (Ed.), *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego, CA, vol. 9, Fluvial Geomorphology, pp. 730–767.

[16] Burns, M.M. (1998). Limitations of Hydraulic Geometry Techniques in Stream Restoration Design. In *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, pp. 126–132. Available at: [http://ascelibrary.org/doinabs/10.1061/\(40382%281998%2920](http://ascelibrary.org/doinabs/10.1061/(40382%281998%2920).

[17] Camacho, L.A y Cantor, M. (2006). Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. *Revista Avances en Recursos Hidráulicos*, N° 14, 2006.

[18] Camacho, L. A., and R. A. González (2008). Calibration and predictive ability analysis of longitudinal solute transport models in mountain streams, *Environ. Fluid. Mech.*, 8(5), 597-604, doi: 10.1007/s10652-008-9109-0.

[19] Camacho, L.A. (2000). Development of a hierarchical modeling framework for solute transport under unsteady flow conditions in rivers. Imperial College of Science Technology and Medicine.

[20] Carling, P. (1988). The concept of dominant discharge applied to two gravel-bed streams in relation to channel stability thresholds. *Earth surface processes and landforms*, 13(4), 355-367.

[21] Chapra, S.C. (1997). *Surface water quality modeling*. McGraw-Hill. New York. P. 844.

[22] Chen, W., & Olden, J. D. (2018). Evaluating transferability of flow–ecology relationships across space, time, and taxonomy. *Freshwater Biology*, <https://doi.org/10.1111/fwb.13041>

[23] Chin, A. (1999). The morphologic structure of step-pools in mountain streams, *Geomorphology*, 27, 191– 204.

[24] Chin, A., and E. Wohl (2005). Toward a theory for step pools in streams channels, *Progress in Physical Geography*, 29, 275-296.

[25] Colombia. Presidencia de la República (2017) - Resolución número 1912 de 2017. Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan otras disposiciones.

[26] Colombia. Presidencia de la República-D 1076, (2015) – Decreto 1076 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible.

[27] Comiti, F., L. Mao, A. Wilcox, E.E. Wohl, y M.A. Lenzi (2007). Field-derived relationships for flow velocity and resistance in high-gradient streams, *Journal of Hydrology* (2007) 340, 48– 62.

[28] Cote D, Kehler DG, Bourne C, Wiersma YF. (2009) A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecol.* 24:101–113.

[29] García de Jalón, D. G., Bussetini, M., Rinaldi, M., Grant, G., Friberg, N., Cowx, I. G., ... & Buijse, T. (2017). Linking environmental flows to sediment dynamics. *Water Policy*, 19(2), 358-375.

[30] Dunbar M.J., Alfredsen K, Harby A. (2011). Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids. *Fisheries Ecology and Management*. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00825.x>

[31] Egozi, R. and Ashmore, P. (2008). Defining and measuring braiding intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 2121–38

[32] Ferguson, R.I. (2007). Flow resistance equations for gravel- and boulder-bed streams. *Water Resources Research*. doi: 10.1029/2006WR005422.

[33] Finn, M., & Jackson, S. (2011). Protecting indigenous values in water management: a challenge to conventional environmental flow assessments. *Ecosystems*, 14(8), 1232-1248.

[34] Flores, A.N., Bledsoe, B.P., Culhacyan, C.O., y Wohl, E.E. (2006). Channel-reach morphology dependence on energy, scale, and hydroclimatic processes with implications for prediction using geospatial data. *Water Resources Research*, 42(6).

[35] Flotemersch, J. E., Leibowitz, S. G., Hill, R. A., Stoddard, J. L., Thoms, M. C., y Tharme, R. E. (2015). A watershed integrity definition and assessment approach to support strategic management of watersheds. *River Research and Applications*.

[36] Franklin, P., M. Dunbar & P. Whitehead (2008). Flow Controls On Lowland River Macrophytes: A Review. <i>Science Of The Total Environment</i> 400 (1–3): 369–378. [37] Galvis, G., I. Mojica, S.R. Duque, C. Castellanos, P. Sánchez-Duarte, M. Arce, Á. Gutiérrez, L.F. Jiménez-Segura, M. Santos, S. Vejarano, F. Arbeláez, E. Prieto & M. Leiva (2006). <i>Peces Del Medio Amazonas</i>. Región De Leticia. J. V. Rodríguez-Matecha (Ed.). Conservación Internacional. Bogotá. [38] Galvis, G., I. Mojica, F. Provenzano, C.A. Lasso, D.C. Taphorn, R. Royero, C. Castellanos, A. Gutiérrez, M. Gutiérrez, Y. López, L. Mesa, P. Sánchez & C. Cipamocha (2007). <i>Peces De La Orinoquia Colombiana Con Énfasis En Especies De Interés Ornamental</i>. C. Ministerio De Agricultura Y Desarrollo Rural, C. Instituto Colombiano De Desarrollo Rural, And C. Universidad Nacional (Eds.). Universidad Nacional De Colombia. Bogotá. [39] Giles, P., Franklin, S. (1998). An automated approach to the classification of the slope units using digital data. <i>Geomorphology</i> 21 (1998) 251-264. [40] Gippel, C. J., & Stewardson, M. J. (1998). Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. <i>Regulated rivers: research & management</i>, 14(1), 53-67. [41] Goldstein, R.M. & M.R. Meador (2004). Comparisons Of Fish Species Traits From Small Streams To Large Rivers. <i>Transactions Of The American Fisheries Society</i> 133 (4): 971–983. [42] González, R.A., (2008). Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña. Universidad Nacional de Colombia. [43] González-Trujillo, J.D. & J.C. Donato-Rondon (2016). Changes In Invertebrate Assemblage Structure As Affected By The Flow Regulation Of A Páramo River. <i>Annales De Limnologie - International Journal Of Limnology</i> 52: 307–316. [44] Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, MacDonald GK, Zarfl C, Liermann CR. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. <i>Environmental Research Letters</i> (2015). Jan 6;10(1):015001. [45] Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. <i>Computers & Geosciences</i>, 32(9), 1283-1298. [46] Holmes, M., A. Young, M. Acreman (2007). Guidance on Environmental Flow Releases from impoundments to implement the Water Framework Directive. Project Extension 1 – Practical methodology for assessment GES for impoundments. Project WFD82. Final Report SNIFFER [47] IDEAM (2013a) Estudio Regional del Agua 2013. Bogotá D.C. [48] IDEAM (2013b) Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Bogotá D.C. [49] IDEAM (2015) Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá D.C. [50] IDEAM (2018). Protocolo de modelación hidrológica e hidráulica. Bogotá, D.C. ISBN: 978-958-5489-09-7. [51] Jiménez, M. (2015). Morphological representation of drainage networks, implications on solute transport and distributed simulation at the basin scale. A thesis submitted to the National University of Colombia, Department of Geosciences and Environment in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor in Engineering. Medellín, Colombia. [52] Jiménez, M.A. & Wohl, E. (2013). Solute transport modeling using morphological parameters of step-pool reaches. <i>Water Resources Research</i>, 49, pp.1345–1359. [53] Jiménez-Segura, L.F., G. Galvis-Vergara, P. Cala-Cala, C.A. García-Alzate, S. López-Casas, M.I. Ríos-Pulgarín, G.A. Arango, N.J. Mancera-Rodríguez, F. Gutiérrez-Bonilla & R. Álvarez-León (2016). <i>Freshwater Fish Faunas, Habitats and Conservation Challenges in The Caribbean River Basins of North-Western South America</i>. Journal of Fish Biology 89 (1): 65–101. [54] Johnston, B. R. (2013). Human needs and environmental rights to water: a biocultural systems approach to hydrodevelopment and management. <i>Ecosphere</i>, 4(3), 1-15. [55] Kendall, M.G. (1938). A new measure of rank correlation. <i>Biometrika</i>, 30: 81-93. [56] King, J., C. Brown and H. Sabet. (2003). "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers". <i>Regulated Rivers: Research and Assessment</i>. Volume 19 Issue 5-6, Pages 619 – 639. [57] Laio, F., G. Di Baldassarre, and A. Montanari (2009). Model selection techniques for the frequency analysis of hydrological extremes, <i>Water Resour. Res.</i>, 45, W07416, doi:10.1029/2007WR006666. [58] Lange, K, C.R. Townsend & C.D. Matthaei (2016). A Trait-Based Framework for Stream Algal Communities. <i>Ecology and Evolution</i> 6 (1): 23–36. [59] Larsen, R.J., Marx, M.L., (1986). An introduction to mathematical statistics and its applications. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. Lees, M. J., Camacho, L. A., Whitehead, P. (1998). Extension of the QUASAR river quality model to incorporate dead-zone mixing, <i>Hydrology and Earth System Sciences</i>, 2 (2-3), 353-365. [60] Lasso, C.A. Carlos A., M.A. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, P. Sánchez-Duarte, J. Rodríguez, G. González-Cañón, I. Galvis-Galindo, R.E. Ajiaco-Martínez, S. Nieto-Torres, F. Salas Guzmán, M. Valderrama Barco, S. Hernández Barrero, Ó.M. Lasso-Alcalá, A. Ortega-Lara, G.C. Sánchez-Garcés, C.A. Rodríguez Fernández, R. Álvarez-León, F. Castro-Lima, I.Z. Pineda Arguello, M.T. Sierra-Quintero, A.A. Acosta Santos, B.D. Gil Manrique, C.A. Bonilla Castillo, E. Agudelo Córdoba, G.A. Gómez Hurtado, C. Barreto-Reyes, C.L. Sánchez Páez, S.E. Muñoz, A.I. Sanabria Ochoa, M. Zárate Villareal, N.J. Mancera-Rodríguez, A. Acero P., H. Ramírez-Gil, A. Hernández-Serna, J.D. Canvajal-Quintero, L.F. Jiménez-Segura, S. López-Casas, F.E. Álvarez Bustamante, F.A. Villa-Navarro, F. De P. Gutiérrez, H.B. Ramos-Socha, C.M. Rodríguez-Sierra, J.C. Alonso González, C.E. Rincón-López, T.S. Rivas-Lara & J.S. José Saulo (2011). Catálogo De Los Recursos Pesqueros Continentales De Colombia. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. [61] Lees, M.J., Camacho, L.A. & Chapra, S.C., (2000). On the relationship of transient storage and aggregated dead zone models of longitudinal solute transport in streams. <i>Water Resources Research</i>, 36(1), pp.213–224.	[62] Lehner B, Liermann CR, Revenga C, Vörösmarty C, Fekete B, Crouzet P, Döll P, Endejan M, Frenken K, Magome J, Nilsson C. (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i>. 2011 Nov 1;9(9):494-502. [63] Leland, H. V. (2003). The influence of Water Depth and Flow Regime On Phytoplankton Biomass and Community Structure in a Shallow, Lowland River. <i>Hydrobiologia</i> 506–509 (1–3): 247–255. [64] Leopold, L.B. & Maddock Jr., T., (1953). The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. <i>USGS Professional Paper</i>, 252(252), p.57. [65] López-Casas, S., L.F. Jiménez-Segura, A.A. Agostinho & C.M. Pérez (2016). Potamodromous Migrations in The Magdalena River Basin: Bimodal Reproductive Patterns in Neotropical Rivers. <i>Journal of Fish Biology</i> 89 (1): 157–171. [66] Lytle, D. A. & N.L. Poff (2004). Adaptation to Natural Flow Regimes. <i>Trends in Ecology and Evolution</i> 19 (2): 94–100. [67] Magdaleno, F. (2018). Flows, ecology and people: is there room for cultural demands in the assessment of environmental flows? <i>Water Science and Technology</i>, 77(7), 1777-1781. [68] Maldonado-Ocampo, J.A., A. Ortega-Lara, J.S. Usma Oviedo, F.A. Villa-Navarro, L. Vásquez Gamboa, S. Prada-Pedteros, C. Ardila-Rodríguez & J.C. Calle (2005). <i>Peces De Los Andes De Colombia: Guía De Campo</i>. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá. [69] Maldonado-Ocampo, J.A., J.S. Usma Oviedo, F.A. Villa-Navarro, A. Ortega-Lara, S. Prada-Pedteros, L.F. Jiménez S., Ú. Jaramillo-Villa, A. Arango, T.S. Rivas & G.C. Sánchez Garcés (2012). <i>Peces Dulceacuícolas Del Chocó Biogeográfico De Colombia</i>. [70] MARM (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), (2011). <i>Guía Metodológica para el desarrollo del sistema nacional de cartografía de zonas inundables</i>. Gobierno de España. 349 pp. [71] Martin, L., & Justo, J. B. (2015). Análisis, prevención y resolución de conflictos por el agua en América Latina y el Caribe. [72] Mathews RM, Richter B. (2007). Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. <i>Journal of the American Water Resources Association</i> 43:1400–1413. [73] Mejia, A. I., & Reed, S. M. (2011). Evaluating the effects of parameterized cross section shapes and simplified routing with a coupled distributed hydrologic and hydraulic model. <i>J. of Hydrology</i>, 409, 512-524. [74] Merrit, D.M., M.L. Scott, N.L. Poff, G.T. Auble & D.A. Lytle (2010). Theory, Methods and Tools for Determining Environmental Flows for Riparian Vegetation: Riparian Vegetation-Flow Response Guilds. <i>Freshwater Biology</i> 55 (1): 206–225. [75] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012). <i>Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos</i>. [76] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013a). <i>Guía Técnica para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas POMCAS</i>. [77] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013b). <i>Mapa de cuencas hidrográficas objeto de plan de ordenación y manejo</i>. Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia. [78] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2014). <i>Guía Técnica para la formulación de Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico</i>. [79] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018). <i>Guía Nacional de modelación del recurso hídrico superficial continental</i>. [80] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018). <i>Guía técnica para la formulación de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico continental superficial</i>. [81] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los ríos Negro y Nare – CORNARE (2016). <i>Convenio Interadministrativo MADS-CORNARE No. 368-2015. Informe Final: Propuesta metodológica de estimación de caudales ambientales a escala regional</i>. [82] Mojica, J.I., J.S. Usma Oviedo, R. Alvarez León, C.A. Lasso, R. Elena, J.C. Alonso González, R. Álvarez-León, C. Ardila Rodríguez, V.J. Alencio García, C. Barreto Reyes, C.A. Bonilla-Castillo, C. Castellano, C. Donascimento, M.D. Escobar-Lizarazo, J.E. Forero-Useche, H.H. Franco Rojas, G. Galvis Vergara, B.D. Gil-Manrique, G.A. Gómez Hurtado, J.A. González-Acosta, J. Guerrero-Kommoritz, I. Harrison, S. Hernández Barrero, L.F. Jiménez-Segura, C.A. Lasso, P. Lehman A., S. López-Casas, J. Lynch, J.A. Maldonado-Ocampo, N.J. Mancera-Rodríguez, J.I. Mojica, C. Moreno-Arias, C.W. Olaya-Nieto, A. Ortega-Lara, L. Ortiz-Arroyave, A.E. Peña-Rodríguez, G.A. Pinilla, C.A. Pinto Hernández, S. Prada-Pedteros, H. Ramírez-Gil, H.B. Ramos-Socha, C.E. Rincón-López, T.S. Rivas-Lara, C.A. Rivera-Rondón, A. Rodríguez Forero, R. Rosado-Puccini, P. Sánchez-Duarte, G.C. Sánchez-Garcés, C.L. Sánchez Páez, F.F. Segura-Guevara, G. Torcedilla-Petio, A. Urbano-Bonilla, J.S. Usma Oviedo, M. Valderrama Barco, L. Vásquez Gamboa & F.A. Villa-Navarro (2012). <i>Libro Rojo De Peces Dulceacuícolas De Colombia</i>. J. I. Mojica, J. S. Usma Oviedo, R. Alvarez León, And C. A. Lasso (Eds.). Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá. [83] Molina, C.I. & K.P. Puliafico (2016). Life Cycles Of Dominant Mayflies (Ephemeroptera) On A Torrent Of The High Bolivian Andes. <i>Revista De Biología Tropical</i> 64 (1): 275. [84] Montgomery, D.R., Buffington, J.M., (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. <i>Geological Society of America Bulletin</i> 109, 596–611. [85] Mueller, D.S., Wagner, C.R., (2009). Measuring discharge with Acoustic Doppler Current profilers from a moving boat. <i>USGS Techniques and Methods</i> 3, A22. [86] Naiman R., Décamps H. & Molain, M. (2005). <i>Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities</i>. Elsevier Academic Press. San Diego, California, USA. 446 pp. [87] Naghettini, M. y Silva, A.T. (2017). <i>Fundamentals of Statistical Hydrology</i>. Springer International Publishing. Doi: 10.1007/978-3-319-43561-9. [88] Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. <i>Freshwater Biology</i>, 55, 86–107. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x
--	--

1. Preparar la matriz de datos con los datos físicos-químicos y biológicos.

“ejemploPecesRioNare.csv”

id	lat	long	prof	temper	ph	oxi	cond	sal	nitro	fosfo	clor	silic	calc	mg	zinc	plomo	cad	mer	ars	cop	hgt	pes	especie	abundancia	fecha	observador
1	4.12	-73.12	10	25.5	7.2	8.5	150	30	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-15	J. Rodriguez
2	4.13	-73.13	12	25.8	7.3	8.6	155	31	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-16	M. Lopez
3	4.14	-73.14	15	26.0	7.4	8.7	160	32	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-17	P. Gomez
4	4.15	-73.15	18	26.2	7.5	8.8	165	33	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-18	L. Perez
5	4.16	-73.16	20	26.5	7.6	8.9	170	34	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-19	A. Torres
6	4.17	-73.17	22	26.8	7.7	9.0	175	35	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-20	R. Vargas
7	4.18	-73.18	25	27.0	7.8	9.1	180	36	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-21	C. Ramirez
8	4.19	-73.19	28	27.2	7.9	9.2	185	37	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-22	D. Morales
9	4.20	-73.20	30	27.5	8.0	9.3	190	38	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-23	E. Nunez
10	4.21	-73.21	32	27.8	8.1	9.4	195	39	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-24	F. Ortiz
11	4.22	-73.22	35	28.0	8.2	9.5	200	40	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-25	G. Rojas
12	4.23	-73.23	38	28.2	8.3	9.6	205	41	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-26	H. Silva
13	4.24	-73.24	40	28.5	8.4	9.7	210	42	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-27	I. Torres
14	4.25	-73.25	42	28.8	8.5	9.8	215	43	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-28	J. Vargas
15	4.26	-73.26	45	29.0	8.6	9.9	220	44	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-29	K. Ramirez
16	4.27	-73.27	48	29.2	8.7	10.0	225	45	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-30	L. Morales
17	4.28	-73.28	50	29.5	8.8	10.1	230	46	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2019-12-31	M. Nunez
18	4.29	-73.29	52	29.8	8.9	10.2	235	47	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-01	N. Ortiz
19	4.30	-73.30	55	30.0	9.0	10.3	240	48	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-02	O. Rojas
20	4.31	-73.31	58	30.2	9.1	10.4	245	49	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-03	P. Silva
21	4.32	-73.32	60	30.5	9.2	10.5	250	50	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-04	Q. Torres
22	4.33	-73.33	62	30.8	9.3	10.6	255	51	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-05	R. Vargas
23	4.34	-73.34	65	31.0	9.4	10.7	260	52	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-06	S. Ramirez
24	4.35	-73.35	68	31.2	9.5	10.8	265	53	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-07	T. Morales
25	4.36	-73.36	70	31.5	9.6	10.9	270	54	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-08	U. Nunez
26	4.37	-73.37	72	31.8	9.7	11.0	275	55	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-09	V. Ortiz
27	4.38	-73.38	75	32.0	9.8	11.1	280	56	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-10	W. Rojas
28	4.39	-73.39	78	32.2	9.9	11.2	285	57	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-11	X. Silva
29	4.40	-73.40	80	32.5	10.0	11.3	290	58	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-12	Y. Torres
30	4.41	-73.41	82	32.8	10.1	11.4	295	59	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-13	Z. Vargas
31	4.42	-73.42	85	33.0	10.2	11.5	300	60	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-14	AA. Ramirez
32	4.43	-73.43	88	33.2	10.3	11.6	305	61	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-15	BB. Morales
33	4.44	-73.44	90	33.5	10.4	11.7	310	62	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-16	CC. Nunez
34	4.45	-73.45	92	33.8	10.5	11.8	315	63	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-17	DD. Ortiz
35	4.46	-73.46	95	34.0	10.6	11.9	320	64	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-18	EE. Rojas
36	4.47	-73.47	98	34.2	10.7	12.0	325	65	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-19	FF. Silva
37	4.48	-73.48	100	34.5	10.8	12.1	330	66	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-20	GG. Torres
38	4.49	-73.49	102	34.8	10.9	12.2	335	67	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-21	HH. Vargas
39	4.50	-73.50	105	35.0	11.0	12.3	340	68	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-22	II. Ramirez
40	4.51	-73.51	108	35.2	11.1	12.4	345	69	0.1	0.05	0.01	0.02	0.05	0.01	0.001	0.0001	0.00001	0.000001	0.0000001	0.00000001	0.000000001	0.0000000001	0.00000000001	0.000000000001	2020-01-23	JJ. Morales
41	4.52	-73.52	110	35																						