

VII. AGUA

1. INTRODUCCION

La importancia del agua, como ingrediente vital básico y como constituyente esencial de nuestro entorno, es indudable.

Además, interviene de una manera o de otra en la mayoría de las actividades humanas tanto de explotación como de utilización de los recursos, convirtiéndose en un factor determinante para la organización del territorio.

Al estar en movimiento permanente, debido a la acción de la gravedad y de la energía solar, el agua aparece en la tierra en las distintas fases o estados que conforman el ciclo hidrológico, cuya unidad e indivisibilidad conducen a que todas las manifestaciones del agua se consideren como parte integrante de un recurso único.

Las acciones humanas sobre el agua tienen una repercusión muy dilatada e influyen física y socialmente en lugares muy alejados. Unas veces alterando el régimen hidrológico al desviar o extraer el agua para distintos usos, o al modificar los cauces para almacenarla o regular su movimiento; otras veces, indirectamente, cuando actúan en la superficie de la cuenca o pueden dar lugar a cambios climáticos a escala regional al facilitar la evaporación.

Las consecuencias de lo anterior son, en general, un aumento generalizado de la vulnerabilidad del recurso y el deterioro de la calidad del agua, que tiene repercusiones ecológicas en la flora y la fauna, comprometiendo la capacidad del recurso para satisfacer necesidades futuras.

La ciencia que se ocupa del estudio de las propiedades, distribución y circulación del agua en la superficie de la tierra, en el suelo y en la atmósfera es la hidrología.

El agua, la hidrología, se ha venido considerando y utilizando como elemento fundamental para describir y clasificar el territorio, al permitir conocer su distribución, los tipos de formas y masas de agua existentes, la cantidad y la calidad del agua, etc. El elemento AGUA, tal como se considera en esta guía, contempla todos los factores con el objeto de poder clasificarlo y facilitar la determinación de sus posibilidades de utilización. Es decir, se analizan las distintas clasificaciones del territorio en función de este elemento y su posible utilización en los estudios del medio ambiente.

1.1. ASPECTOS QUE SE CONSIDERAN

El medio ambiente físico, está especialmente definido y condicionado por la abundancia y por las propiedades físicas y químicas del agua. Su consideración en los estudios del medio físico puede hacerse de distintas maneras no excluyentes. Intuitivamente, la primera clasificación descriptiva puede referirse a las distintas formas de presentación: océanos, lagos, ríos, glaciares, subterránea, etc.

Una clasificación, muy natural y consistente, es atender a las cuencas hidrográficas, definidas como el área circundante que aporta aguas y sedimentos a un cauce en una sección dada, también como un conjunto de formas topográficas, sistema morfológico, asociadas a una red de drenaje, sistema de flujo.

En los estudios del medio físico, a diferencia de la planificación hidrológica, la cuenca como expresión territorial del sistema ambiental “es la unidad superficial donde la precipitación es redistribuida en cada uno de los componentes del ciclo hidrológico. Cada cuenca posee unas propiedades físicas, químicas y biológicas que dan un único conjunto de propiedades hidrológicas (WENGER, 1984).

También se puede analizar y clasificar el agua atendiendo a la cantidad y calidad del recurso existente en el territorio.

La clasificación del recurso agua atendiendo, a su abundancia y a sus posibilidades de utilización, análisis del binomio cantidad-calidad, puede ser válida para determinar las distintas zonas productoras, consumidoras y receptoras del ciclo hidráulico en el territorio objeto de estudio.

1.2. RELACION CON OTROS ELEMENTOS

Ya se ha comentado que ninguno de los elementos a inventariar puede considerarse totalmente independiente, ya que existe una elevada conexión entre ellos. Esta conexión se realza al considerar el agua. El agua juega un papel fundamental en el clima de una zona, es parte integrante del suelo y de la vegetación, a través del ciclo hidrológico pasa por todos los elementos de la biosfera y vuelve a la atmósfera, etc. Las relaciones entre el agua y los demás elementos del inventario son, por tanto, muy estrechas; esto explica que una serie de aspectos que podrían haberse considerado en este capítulo (permeabilidad, escorrentía, drenaje, erosión, etc...) se estudien en otros.

Por supuesto, que la localización de las masas y cursos de agua, las formas de las cuencas hidrológicas y la calidad del agua dependen muy directamente de la topografía, las pendientes, la exposición, la actividad humana..., y éstas, a su vez, se ven influidas por aquéllas, pero a lo largo del presente apartado se les dará una cierta independencia con objeto de clarificar la realización del inventario y su posterior utilización.

También las características morfométricas y la estimación de las variables que definen el comportamiento hidrológico de una cuenca sirven de referencia en la interpretación del paisaje. Su for-

ma, orientación y espaciamiento determinan las características esenciales.

En suma, el amplio espectro de influencia del sistema hidrológico y sus interrelaciones con los ciclos biogeoquímicos, aconseja en algunos estudios del medio físico que las unidades utilizadas para el análisis del elemento agua, o las que se obtienen al clasificarlo, se consideren como unidades de síntesis o de gestión.

2. CLASIFICACIONES

2.1. CLASIFICACION DE LAS FORMAS DEL AGUA

Los primeros estudios hidrológicos buscaron exclusivamente las distintas formas que tiene el agua de presentarse. Inicialmente se estudiaron los grandes tipos (lagunas, ríos, arroyos...), muy fácilmente localizables, para, a continuación, ir introduciendo otros tipos o formas más complejas (manantiales, acuíferos, zonas húmedas...).

En la actualidad, multitud de estudios de ordenación y clasificación presentan inventarios de este tipo, relativamente sencillos de realizar, y que permiten tratamientos posteriores más o menos sofisticados.

Las formas a inventariar y su definición son las siguientes:

- Acuífero: cualquier formación geológica subterránea capaz de contener y transmitir agua en grandes cantidades.
- Agua subterránea: agua dentro de la tierra que abastece manantiales, pozos y cursos de agua. Específicamente, agua en la zona de saturación, donde llena las cavidades del suelo y de las rocas.
- Arroyo: corriente natural de agua con caudal discontinuo en función de las estaciones. Anchura media menor de 5 metros.
- Canal: curso artificial de agua (acequia, cañera, atajea...).
- Cascada: despeñadero natural de agua.
- Embalse: bolsa artificial donde se recogen las aguas de uno o varios cursos de agua.

- Estuario: tramo final de un río donde las aguas del mar se ven “apreciablemente” diluidas por las del río.
- Fuente artificial: artificio por donde se hace salir el agua trayéndola encañada desde manantiales, depósitos o cursos de agua.
- Fuente natural: zonas de afloramiento superficial de las aguas de forma intermitente o con un caudal insuficiente para formar una corriente de agua.
- Glaciar: río de hielo.
- Lago: masa permanente de agua depositada naturalmente en hondonadas del terreno, con comunicación al mar o sin ella. Superficie mayor de 1 hectárea.
- Laguna: depósito natural de aguas de menores dimensiones que el lago. Superficie menor de 1 hectárea.
- Manantial: zona donde las aguas afloran a la superficie.
- Nacimiento de aguas: fuente natural donde el agua brota en cantidad suficiente para formar una corriente de agua.
- Nivel freático: cota de la zona de saturación.
- Pozo: hoyo hecho en la tierra que rebasa el nivel freático, por donde se hace salir el agua, natural o artificialmente.
- Rambla: lecho natural de las aguas pluviales cuando caen copiosamente.
- Río: corriente natural de agua con caudal continuo a lo largo de todas las estaciones. Anchura media mayor de 5 metros.
- Torrente: corriente natural de agua en pendientes fuertes y con caudales muy variables.
- Zonas húmedas: terrenos que se inundan con las aguas de los ríos o del mar (marismas), el ascenso de la capa freática o la baja permeabilidad del terreno (marjales, turberas...).

Respecto al inventario y cartografía de los tipos definidos conviene hacer una diferenciación entre las formas de agua superficial y las de agua subterránea. Las primeras son fácilmente identificables en los recorridos de campo y con el análisis de la documentación gráfica disponible. Sin embargo las aguas subterráneas necesitan reco-

rridos de campo, junto a estudios y análisis de la información disponible, más detallados.

2.1.1. Aguas superficiales

Como se ha señalado, la localización cartográfica de los distintos tipos de aguas superficiales que se presentan en un territorio no requiere ningún estudio complicado de la zona. Bastaría una revisión de las fuentes cartográficas, una interpretación de la fotografía aérea y un recorrido de campo, para localizar las formas de agua de carácter puntual que no estén recogidas en el momento de hacer el inventario.

La información obtenida en esta primera fase se cartografía fácilmente, pero hay que tener en cuenta que la mayoría de los tipos o formas de agua son de carácter lineal (ríos, arroyos,...) o puntual (fuentes, manantiales...) y no de carácter superficial, quedando gran cantidad de terreno sin clasificar en cuanto a la existencia de agua, como se aprecia en la Figura VII.1 en la que se localizan algunas de las formas de agua definidas anteriormente.

Como puede apreciarse, una cartografía de este tipo no permite clasificar el territorio, sino que necesita de un tratamiento posterior que extienda la información, lineal y puntual, al resto de la zona de estudio.

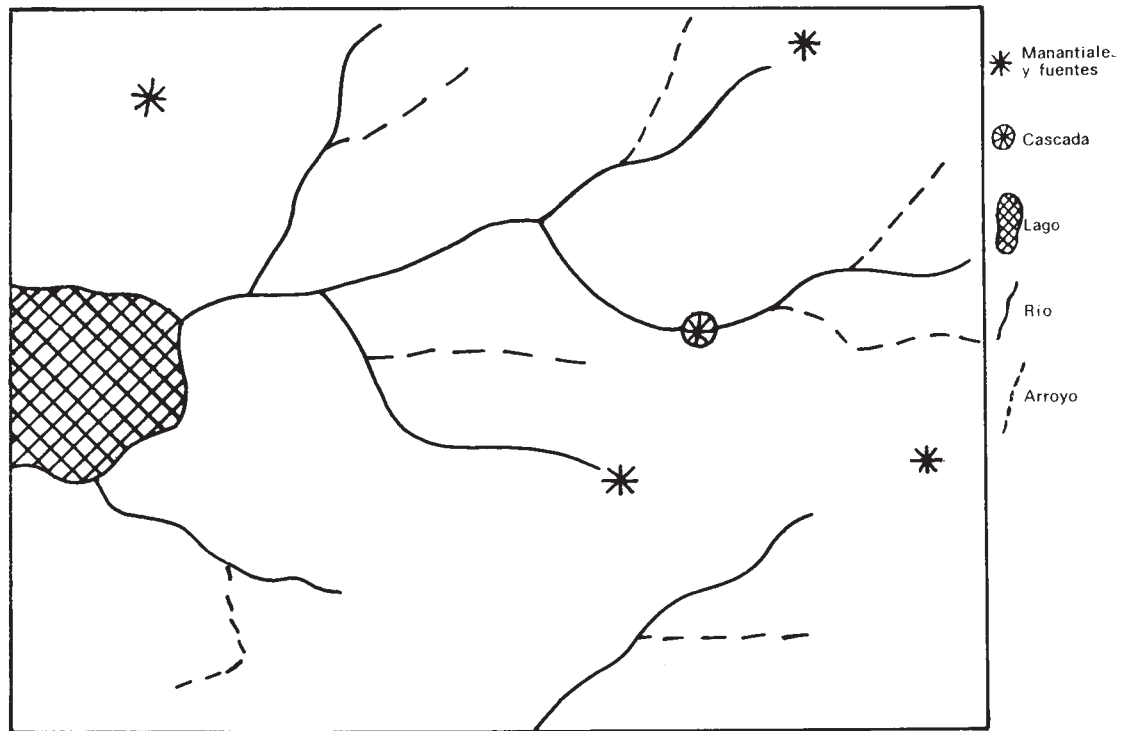
Una solución a este problema es la introducción del concepto de *distancia*. Es decir, clasificar el territorio en función de la distancia (en tiempo, en kilómetros, en proyección horizontal...) a las distintas formas de agua agrupadas según algún criterio.

En la Figura VII.2 se presenta la zonificación del mapa hidrológico de la Figura VII.1.

Para su realización se han agrupado las formas de agua según dos categorías: Agua permanente (lagos, ríos y manantiales) y agua estacional (arroyos), y en función de un criterio de distancia (< 100 m, 100 - 200 m y > 200 m) se han trazado los límites de cuatro zonas que clasifican el territorio según la distancia al agua en proyección horizontal.

Superponiendo un mapa topográfico podría realizarse otra zonificación en función de la distancia real, en función del tiempo que se emplearía caminando, etc.

FIGURA VII.1.—LOCALIZACION DE FORMAS SUPERFICIALES DE AGUA



Escala 1:20.000

FIGURA VII.2.—ZONIFICACION DEL MAPA HIDROLOGICO DE LA FIGURA VII.1.



Escala 1:20.000

0. Masas de agua.
1. Zonas con agua permanente o separadas de ella menos de 100 m (entorno de 100 m alrededor de lagunas, ríos, manantiales y fuentes).
2. Zonas separadas entre 100 y 200 m de agua permanente o menos de 100 m de agua estacional (arroyos).
3. Zonas separadas más de 200 m de agua permanente o más de 100 m de agua estacional.

2.1.1.1. *Clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (1973)*

A. ZONAS COSTERAS

I. *Aguas profundas.*

1. Zona intermareal de aguas abiertas y profundas.

2. Aguas permanentemente profundas en mar abierto.

II. *Bahías.*

3. Aguas marinas profundas, cuyo fondo queda expuesto al aire en las mareas bajas.

4. Bahías encajonadas de aguas marinas (fiordos) .

5. Bahías de aguas marinas profundas.

6. Bahías de aguas salobres y dulces.

7. Lagos con aguas saladas y dulces (naturales y artificiales).

III. *Desembocadura de ríos.*

8. Estuarios mareales.

9. Deltas.

IV. *Costas.*

10. Pequeños islotes.

11. Grandes zonas costeras (incluye pantanos costeros, dunas, costas arenosas y costas rocosas).

B. VALLES INTERIORES

I. *Ríos y llanuras de inundación.*

12. Curso bajo de los ríos (incluyendo llanuras de inundación y deltas interiores).

13. Ríos de montaña.

14. Arroyos.

II. *Embalses.*

15. Embalses con relativa estabilidad en el nivel del agua.

16. Embalses con grandes cambios en el nivel del agua.

C. OTRAS AREAS

I. *Lagos.*

17. Lagos salados (incluyendo aquellos que intermitentemente presentan aguas dulces).

18. Lagos eutróficos dulces.

19. Lagos oligotróficos dulces.

20. Lagos distróficos dulces.

II. *Zonas pantanosas.*

21. Marjales y pantanos de transición.

22. Turberas.

III. *Aguas temporales.*

23. Aguas temporales procedentes de la lluvia o deshielo.

IV. *Lagos artificiales.*

24. Lagos y pequeños embalses.

25. Sistemas de drenaje e irrigación.

2.1.1.2. *Clasificación de zonas húmedas*

El término zona húmeda como equivalente de lo que en la literatura anglosajona se denomina *wetland* parece hoy plenamente aceptado. Sin embargo, algunos autores cuestionaron esta

analogía, al entender que el término zona húmeda, tiene un marcado sentido climático más que hidrológico, siendo más ajustada la denominación zonas encharcadas o zonas encharcables.

Como se ha señalado, el sistema hidrológico es indivisible, es decir, existe una clara continuidad e interdependencia entre sus componentes.

Tratando de buscar un nexo de unión entre las diferentes acepciones del término, entendemos por zona húmeda: la presencia del agua, y más concretamente la existencia de un nivel freático próximo a la superficie, cuyas características y condiciones vienen dadas por las cualidades del agua.

De las clasificaciones de zonas húmedas publicadas merece destacarse la adoptada por el Canadian Forestry Service, muy adecuada para los estudios del medio físico:

VOCABULARIO DE LAS ZONAS HUMEDAS

Aguachar	Cieno	Lucio
Albariza	Cilanco	Marisma
Albina	Chilanco	Marjal
Albufera	Cubeta	Nava
Almajar	Charca	Navajo
Armajal	Charcal	Navazo
Arcilla	Charco	Ontrón
Arena	Chortal	Paúl
Arroyo	Estero	Paular
Arroyuelo	Esteral	Pecina
Atascadero	Fango	Pecinal
Atolladero	Fuente	Polder
Atolladar	Hontanar	Poza
Atolladal	Hondonal	Pozuela
Badina	Horrura	Pozanco
Bañil	Humedal	Regajal
Bañadero	Ibón	Regato
Baña	Jijallar	Ría
Balsete	Lagareta	Riada
Barrillar	Lago	Río
Barro	Laguna	Saladar
Basa	Lagunajo	Sosal
Balsa	Lagunazo	Sosar
Bodón	Lama	Tabora
Boteal	Lamedal	Tolla
Buhuedo	Lavajo	Tollo
Canal	Légamo	Trampal
Caño	Légano	Tremadal
Caramillar	Leganal	Tremedal
Certeneja	Libón	Tembladal
Ciénaga	Limo	Tembladero

CUADRO VII.1.—CLASIFICACION DE ZONAS HUMEDAS
(ZOLTAI, 1976)

I. Cuenclas húmedas bien definidas en las que, al menos el 75 por 100 son aguas superficiales permanentes de menos de 2 metros de profundidad.	Zonas húmedas abiertas y profundas.
II. Zonas húmedas donde el agua superficial se restringe a pequeñas lagunas que ocupan menos del 75 por 100 del área y que incluso, en ocasiones, se presentan sólo estacionalmente o no se localizan.	Zonas húmedas.
1. Zonas húmedas predominantemente ombrotóricas, desarrolladas sobre turbas ácidas dando lugar a superficies onduladas y pequeños hoyos. Suelen estar cubiertas por una espesa alfombra de musgos con predominio del género <i>Sphagnum</i> y un estrato arbustivo de ericáceas. El estrato arbóreo puede existir o no.	Turberas (Bog).
2. Zonas húmedas predominantemente minerotóricas desarrolladas sobre turbas menos ácidas o sobre suelo mineral. No existe la alfombra continua de musgos, y el nivel freático se mantiene estacionalmente en la superficie o muy cerca de ella.	3 y 4
3. Zonas húmedas arbóreas, no turberas, sobre superficies llanas u onduladas, con el 25 por 100 de cubierta arbórea o arbustiva, de tamaño superior a 1,5 m. Se encuentran asociadas a cursos de agua, lagos, zonas de drenaje superficial, depresiones glaciares o márgenes de turberas.	Manglares (Swamp).
4. Zonas húmedas abiertas sobre superficies llanas o depresiones, dominadas por juncos y hierbas. Se pueden presentar lagunas o regueros de drenaje.	5 y 6
5. Superficies abiertas, relativamente uniformes y consolidadas, con acanalamientos paralelos o islotes elevados, elementos de drenaje lineal y pequeñas lagunas. La vegetación consiste en juncos y hierbas con algunos árboles y arbustos aislados.	(Fen).
6. Superficies abiertas no consolidadas, sobre zonas llanas o depresiones, con grupos de juncos, hierbas y cañas, intercaladas con pequeñas lagunas y canales o con zonas de suelo desnudo en las estaciones secas. Suelen asociarse con aguas corrientes o terrazas marinas.	Marjales y marismas (Marsh).

2.1.1.3. Zonificación de los ríos

Existen muchas clasificaciones de los ríos en la bibliografía especializada. Algunos autores los dividen, atendiendo a sus características hidrológicas, otros prefieren atender a las características químicas o a la descripción de los elementos zoológicos o botánicos que sustentan. Entre todas ellas, se recogen a continuación las que pueden presentar interés de cara a la zonificación de los ríos españoles.

Clasificación de CARPENTER (1928)

CARPENTER distingue, inicialmente, dos grandes zonas:

- Arroyos de alta montaña.
- Cursos bajos.

Entre los primeros señala tres grupos:

1. Arroyos de cabecera: Caracterizados por pequeños volúmenes de agua con caudales estacionales, donde *Salmo trutta* (trucha) es la especie característica.

2. Arroyos de trucha: La corriente es más uniforme y rápida. Suele circular sobre rocas erosionadas y con aguas frías y saturadas de oxígeno. Las especies características son *Salmo trutta* y *Cottus gobio* (Cavilat).

3. Cursos de peces pequeños: La erosión se reduce y en determinadas zonas se producen pequeños depósitos de materiales. Zona de transición entre las aguas frías oxigenadas de los cursos de alta montaña y las aguas de las zonas bajas. La especie característica es *Phoxinus phoxinus* (Piscardo).

En los cursos bajos distingue dos zonas, una alta y otra baja, según se separen más o menos de la desembocadura. En ambos casos la profundidad y el caudal son mayores, disminuye la velocidad y la riqueza en oxígeno, aumentando la temperatura. Las especies características son *Gobio gobio* (gobio) en la parte superior y *Cyprinus carpio* (Carpa) en la baja.

Clasificación de RICKER (1934)

RICKER la utilizó en los cursos de agua de la región de Ontario. Es una clasificación basada en el

análisis de las características hidrológicas, geomorfológicas, químicas y biológicas del río.

Utilizó como criterios básicos los siguientes:

- Composición química de las rocas que forman el lecho del río.
- Tipos de suelo y de vegetación en la cuenca, utilizados para la determinación de la turbidez.
- Velocidad de la corriente.
- Tipos de cubeta.
- Temperatura del agua.
- Profundidad y anchura..
- Flora.
- Fauna.
- Concentración de oxígeno y dióxido de carbono.

Con estos criterios se consigue una clasificación más completa que la anterior, aunque es necesario elaborarla en cada caso.

Clasificación de HUET (1954)

Se basa en la presencia de la especie piscícola característica. Distingue cuatro zonas:

1. Zona de la trucha, *Salmo trutta*.—Corrientes con pendientes fuertes y cursos de aguas torrenciales. Cubeta de piedras, rocas y, a veces, arenas o gravas. Profundidad y anchura variable. Aguas frías y bien oxigenadas.

2. Zona del timalo, *Thymallus* sp.—Corrientes más amplias, con profundidad superior a 2 m y menores pendientes. El material de la cubeta es más fino y a veces se presentan pozas y zonas de cierta calma. El agua tiene menos oxígeno en verano, pero su porcentaje sigue siendo aún elevado.

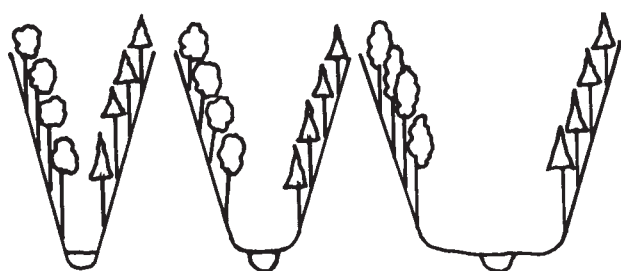
3. Zona del barbo, *Barbus barbus*.—La pendiente disminuye mucho y existen, alternativamente, zonas de poca velocidad y zonas rápidas. El agua pierde oxígeno y aumenta la temperatura.

4. Zona de la carpa, *Cyprinus carpio*.—La velocidad y pendiente son muy bajas. Se producen depósitos y turbideces en el agua.

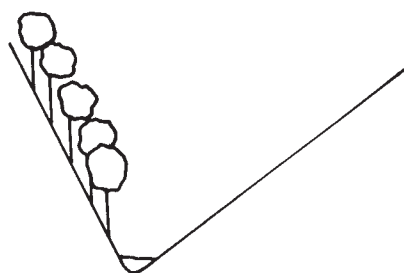
Adaptada a nuestro país se distinguen cuatro zonas que son, respectivamente: zona de la trucha, zona de transición al barbo, zona del barbo y zona de la carpa.

HUET elaboró también otra clasificación basada en la forma del valle por donde transcurre el río, distinguiendo, en esencia, cuatro tipos (ver figura VII.3).

FIGURA VII.3.—CLASIFICACION DE HUET



Tipo 1.—Valles en forma de V, característicos de la zona de la trucha.



Tipo 2.—Valles en forma de V truncada, característicos de la zona del timalo.



Tipo 3.—Valles en forma de V fuertemente truncada. Zona del barbo. Llanuras de inundación y meandros.



Tipo 4.—Valles en forma de V completamente truncada. Zona de la carpa.

El tipo de valle incide decisivamente en la productividad del río.

Clasificación de ILLIES (1961)

ILLIES se basó en las clasificaciones anteriores, junto con las de SCHMITZ (1957) y RICKER (1934), y llegó a una clasificación inicial en dos grandes zonas:

1. *Aguas altas (Rhithron)*.—Parte de la corriente desde los manantiales hasta el punto más bajo en el que la media mensual de las temperaturas medias no supera los 20° C. La velocidad de la corriente es alta y el caudal pequeño. El sustrato suele ser de rocas, piedras o gravas y sólo se produce algún depósito en pequeñas pozas.

2. *Aguas bajas (Potamon)*.—La parte restante de la corriente, en la que la temperatura media es superior a 20° C. La velocidad es baja y el movimiento tiende a ser laminar. La cubeta puede ser arena, barro o, a veces, grava. La cantidad de oxígeno es menor que en el caso anterior y se producen grandes depósitos.

Posteriormente, estas dos zonas se vuelven a dividir, en función de la altura, en *epi-meta* e *hypo-rhithron* o *potamon*, y se crea una nueva zona:

3. *Crenon*.—Formada por los manantiales y tributarios de primer orden, que se extraen de las zonas altas del *rhithron*.

Zonificación de ARRIGNON (1976)

ARRIGNON elabora una clasificación de los ríos, en función del uso predominante del suelo, en las zonas por las que transcurre.

Se consideran cinco clases:

- Tramo Industrial y Urbano.
- Tramo Suburbano.
- Tramo Palustre.
- Tramo Agro-pastoral.
- Tramo Forestal.

Esta clasificación no zonifica el río en función de sus características intrínsecas, sino que utiliza valores de muy poca entidad hidrológica.

Zonificación en función del valor probable de la población piscícola

Consiste en la clasificación de los tramos de un río en función de la cantidad de fauna piscícola.

Puede determinarse de varias formas, entre las que destacan:

Método de PETERSEN (1974)

Consiste en la captura, en la zona de inventario, del mayor número de sujetos que sea posible, para marcarlos y volverlos a soltar a continuación.

Cierto tiempo después se realiza una pesca en las mismas condiciones y se enumeran los peces marcados y no marcados de la recaptura.

$$P = \frac{m(V+r)}{r}$$

P = Valor probable de la población piscícola.

m = Número de individuos marcados y soltados.

r = Número de individuos marcados y vueltos a pescar.

V = Número de individuos pescados y no marcados en la segunda operación de captura.

Método de LURY (1947)

El método se basa en la realización de varias pescas sucesivas sin devolver al río los individuos capturados.

$$p = \frac{m^2}{m-n}$$

m = Capturas realizadas al primer intento.

n = Capturas realizadas al segundo intento.

Las clasificaciones citadas, pueden utilizarse como referencia para la realización del inventario. Evidentemente, pueden no ser adecuadas en un caso concreto, aunque son útiles para facilitar una clasificación válida.

2.1.2. Aguas subterráneas

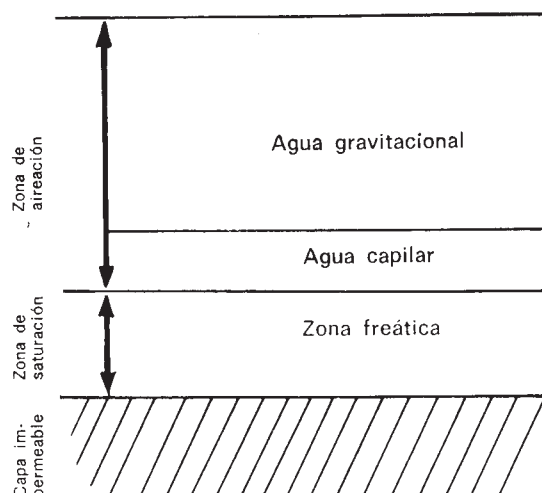
Como se señaló, el ciclo hidrológico es un proceso continuo y permanente. Del agua que alcanza la superficie terrestre una parte se evapora,

otra queda retenida en los lagos y otras formas de agua y el resto penetra en el terreno a través de los poros del suelo y los va rellenando. No todo el agua que se infiltra desciende hasta la zona saturada o de agua subterránea (en sentido estricto), sino que buena parte queda retenida en el suelo desde donde vuelve a la atmósfera por la evapotranspiración. El resto desciende por efecto de la gravedad hasta alcanzar la franja capilar que separa la zona de aireación o no saturada de la zona saturada.

En la zona saturada el agua rellena todos los intersticios o poros de la roca y la presión hidráulica es igual o superior a la presión atmosférica.

Se distinguen entonces dos zonas claramente definidas; una zona de aireación que corresponde a la capa superior del suelo en la que el agua no llena todos sus poros; y otra, de saturación donde se encuentra la gran mayoría del agua subterránea (Figura VII.4).

FIGURA VII.4.



En la zona de aireación, el agua que llega se ve afectada por dos fuerzas principales: gravedad y capilaridad. Las fuerzas de gravedad tienden a que el agua baje a lo largo del perfil del suelo, y las de capilaridad retienen el agua por la atracción que existe entre las partículas del suelo y las moléculas de agua. La operatividad de ambas depende del tamaño de los poros del suelo. En general, puede decirse que las fuerzas de gravedad sólo son efectivas en poros de más de 0,06 mm de diámetro, mientras que en los poros menores el agua se encuentra más o menos retenida por fuerzas de capilaridad.

El agua existente en esta zona puede dividirse, por tanto y de forma muy grosera, en dos clases:

- Agua gravitacional en la capa superior, donde se encuentran los poros de mayor diámetro.
- Agua capilar en las capas inmediatas a la zona de saturación, donde se encuentran los poros de menor tamaño.

Estos tipos de agua pueden presentar interés para la medición de ciertos parámetros como humedad del suelo, capacidad de infiltración, etc., necesarios en proyectos específicos, pero no utilizables cuando el estudio pretende clasificar grandes territorios de forma interdisciplinar. En este caso, el interés se centra en los grandes movimientos de agua producidos en la zona de saturación.

En la zona de saturación o zona freática se encuentra la mayor cantidad de agua dulce (sin considerar los casquetes de hielo) del mundo (97 por 100). La zona freática es, por tanto, de sumo interés para el abastecimiento de agua y merece atención a la hora de clasificar un territorio.

Cuando el terreno almacena agua en cierta cantidad y con cierta regularidad, la roca que la contiene se denomina acuífero. Los acuíferos requieren especial atención para evitar la contaminación en las zonas de recarga y para regular su utilización.

Sin embargo, la presencia de acuíferos está íntimamente ligada a la geología de la zona de estudio. Un acuífero puede estar en capas de arena o grava, arenisca, una zona de grietas o con cavernas calizas. Su localización y cartografía se encuentra suficientemente contrastada en estudios geológicos. Analizaremos en este apartado el cálculo de la altura de la capa freática y el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.

2.1.2.1. *Cálculo del nivel freático*

El proceso a seguir requiere un elevado gasto y su estudio solamente se realiza en zonas pequeñas o para un proyecto específico; sin embargo, dada su importancia, se expone a continuación un método de análisis.

Para la determinación de la profundidad a la que se encuentra la capa freática, se introduce

una barrena en varios puntos del terreno, se cubre la perforación con una pequeña tapadera para evitar la contaminación y a intervalos determinados se mide la profundidad del agua, anotando también la precipitación caída. El nivel del agua en la perforación coincidirá con la altura de la capa freática y las variaciones semanales indicarán el grado de oscilación del nivel freático.

Una vez conseguidos los datos, se localizan puntualmente en el terreno y se trazan las isólinas que delimitan los niveles freáticos del territorio.

Como puede deducirse, el estudio resultaría demasiado oneroso en áreas extensas y solamente es interesante su aplicación a pequeñas superficies. Sin embargo, dada la relación que existe entre el nivel freático, la geología y las características de los suelos, se puede obtener información suficiente de la variación en altura del nivel de agua subterránea, para permitir su clasificación y cartografía.

2.1.2.2. *Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas*

El riesgo de contaminación de las aguas subterráneas se deduce a través del estudio de otros factores que permiten su clasificación y cartografía.

En esencia, los factores a considerar deben determinar una serie de variables: permeabilidad del suelo, profundidad del nivel freático, localización de formas subterráneas de agua, escorrentía superficial, profundidad de la roca madre, red de drenaje...

Estos factores pueden reducirse a cinco:

- Factores hidrográficos.
- Factores geológicos.
- Factores topográficos.
- Factores de suelo.
- Factores de vegetación.

En lo que se refiere a los caracteres hidrográficos es esencial el conocimiento de la red de drenaje, la localización de acuíferos y la altura del nivel freático.

La forma y la densidad de la red de drenaje (conceptos que se tratarán en posteriores apartados) reflejan, en cierta medida, tanto la permeabilidad del suelo como las zonas de recarga de acuíferos. En general, puede decirse que a mayor densidad de drenaje, menor permeabilidad y, por tanto, menor riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.

En las zonas de recarga de acuíferos cuando el nivel freático se encuentra relativamente alto, el riesgo de contaminación será elevado.

La geología es otro factor importante a la hora de determinar el riesgo de contaminación. La profundidad de la roca madre y sus características determinan, por un lado, la altura del nivel freático, y por otro, las posibilidades de ser zonas de almacenamiento de agua, acuíferos. Las areniscas, arenas, gravas y calizas son rocas con gran capacidad de captación de aguas subterráneas y gran porosidad, es decir, rocas susceptibles de recibir sustancias que contaminen las aguas existentes. Las rocas impermeables no almacenan agua y el riesgo de contaminación será, por tanto, mínimo.

Dentro de los caracteres topográficos, es interesante el conocimiento de la pendiente del terreno. Cuando la pendiente es fuerte, la escorrentía superficial será mayor y disminuirá la infiltración. En zonas llanas, la escorrentía será muy baja, mientras que la infiltración alcanzará valores elevados. Es decir, el riesgo de contaminación se relaciona inversamente con la pendiente.

El suelo es, quizás, el elemento más importante, ya que de su porosidad depende directamente la permeabilidad del terreno.

Los suelos porosos presentan riesgos de contaminación elevados por existir en ellos fuertes infiltraciones; mientras que los suelos compactos tienen un riesgo bajo de contaminación.

La vegetación es otro elemento del medio a considerar. La existencia de sistemas radicales mejora la permeabilidad del suelo, por un lado, aunque, por otro, el vuelo de la vegetación intercepta gran cantidad de agua y reclama para sus procesos parte del agua del suelo. Su presencia disminuye la escorrentía y favorece el almacenamiento y la posterior infiltración del agua.

También se considerará la presencia o la dis-

tancia a zonas generadoras de productos contaminantes.

En resumen, el riesgo de contaminación potencial de aguas subterráneas crece con la permeabilidad y la altura del nivel freático, y decrece con la pendiente y la profundidad de la roca madre. Si a estos factores se une una red de drenaje poco densa, presencia contrastada de acuíferos y cercanía o presencia de zonas emisoras de productos contaminantes, la estimación se reforzará de forma considerable.

En cada caso habrá que recoger la información existente de todos los factores citados y combinarla para definir la mayor o menor contaminabilidad.

A modo de ejemplo, se transcribe en el Cuadro VII.2 la clasificación de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos elaborada para el Plan del Medio Físico de la Excma. Diputación de Vizcaya (1977). Dicha clasificación, basada en litología, permeabilidad, tipo de recarga, velocidad de propagación y persistencia del agua, determina la vulnerabilidad a la contaminación.

2.2. CLASIFICACIONES DE LAS CUENCAS HIDROGRAFICAS

Una cuenca hidrográfica es una zona de terreno en la que el agua, los sedimentos y los materiales disueltos drenan hacia un punto común. El tamaño puede variar desde la cuenca del Amazonas hasta la del más pequeño arroyo, en función de la escala y los objetivos del estudio. La utilización de las cuencas como unidades especiales presenta una ventaja inicial con respecto a otras clasificaciones, ya que no necesitan ninguna elaboración para «territorializar» la información obtenida del inventario; sin embargo, en este caso, la información primaria, la «Unidad Cuenca», no resulta tan independiente de otros elementos (clima, litología, paisaje...), como la simple localización de las formas de agua.

2.2.1. Clasificación basada en la forma y la textura de la red de drenaje

La forma de una cuenca es un dato fundamental en los análisis del medio, ya que da lugar a muchas

CUADRO VII.2.—CLASIFICACION DE VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACION DE ACUIFEROS
(PEREZ Y VILLANUEVA, 1977)

Zona	Litología	Permeabilidad	Recarga	Velocidad de propagación	Persistencia	Vulnerabilidad	Observaciones
1	Aluviales. Terrazas. Arenas de playa. Derrubios de ladera.	Muy alta por porosidad.	Directa de precipitación o de red fluvial.	Alta - muy alta.	Baja.	Alta - muy alta.	Zonas de especial protección.
2	Calizas. Dolomías.	Alta por carstificación y fisuración.	Precipitación y red fluvial.	Alta - muy alta.	Muy baja.	Muy alta.	Zonas de especial protección.
3	Areniscas. Conglomerados. Calizas y areniscas.	Media a baja por porosidad.	Precipitación y red fluvial.	Media - lenta.	Media - alta.	Alta - media.	Zonas dignas de atención por la vulnerabilidad existente.
4	Argilitas. Alteraciones: Margoc-lizas arcillo-arenosas.	Baja. Predominio de materiales impermeables.	Precipitación.	Baja.	Alta.	Baja.	La contaminación sólo afecta a las aguas más superficiales y muy localmente a los acuíferos
5	Basalto. Ofitas. Espilitas. Diabasa. Cuarzo.	Por fisuración.	Precipitación.	Media - alta.	Media.	Media.	Contaminación variable en función de la fisuración.
6	Margas. Arcillas. Limos. Facies Keuper.	Impermeable.	Nula.	Muy baja.	Muy alta.	Muy baja.	La contaminación afecta casi exclusivamente al agua superficial.

restricciones y posibilidades. Así, por ejemplo, una cuenca con red de drenaje densa y fuertes pendientes, limita el desarrollo de ciertas actuaciones, aconseja el desarrollo de actividades que reduzcan la erosión, etc. Por el contrario, las cuencas con pendientes débiles y que ocupen amplias superficies son propicias a la introducción de actuaciones que llevan consigo grandes infraestructuras, ya que los problemas de acceso serán menores.

Una cuenca está drenada por un gran número de corrientes, cuyo tamaño aumenta aguas abajo, desde pequeños hilillos de agua, torrentes y arroyos, hasta los grandes ríos que desembocan en el mar. Estas corrientes son la causa de las diferentes orientaciones existentes en la cuenca, de los rangos de pendiente, etc.

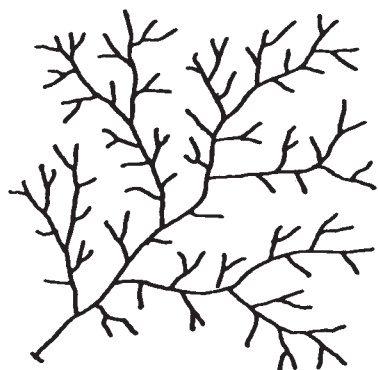
La red de drenaje es, probablemente, uno de los factores más importantes a la hora de definir un territorio. De ella se puede obtener una gran cantidad de información en lo que se refiere a la roca madre y a los materiales del suelo, a la cantidad de agua que circula, a la morfología, etc.

2.2.1.1. Clasificación de WAY (1978)

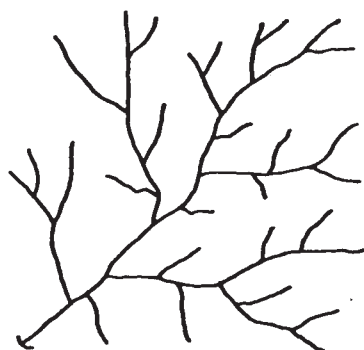
Esta clasificación se basa en la densidad de corrientes, textura y forma, factores todos ellos deducibles por fotointerpretación a escala 1:20.000. Se distinguen en ella 14 tipos de cuencas superficiales y tres tipos especiales de drenaje interno.

Cuencas de textura fina

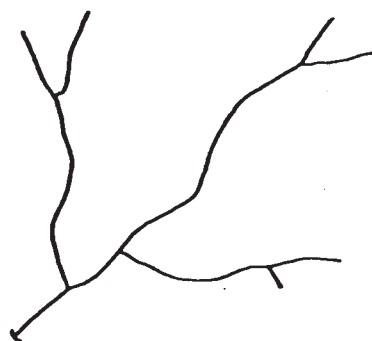
Son aquellas en las que el espaciamiento medio entre tributarios y corrientes de primer orden es menor de 0,60 cm en la fotografía aérea.



Cuencas de textura fina



Cuencas de textura media



Cuencas de textura gruesa

Cuencas de este tipo reflejan elevados niveles de escorrentía superficial, roca madre impermeable y suelos de baja permeabilidad.

Cuencas de textura media

Son aquellas en las que el espaciamiento medio entre corrientes de primer orden oscila entre 0,60 y 5 cm. La escorrentía es media, la textura es intermedia y la permeabilidad también.

Cuencas de textura gruesa

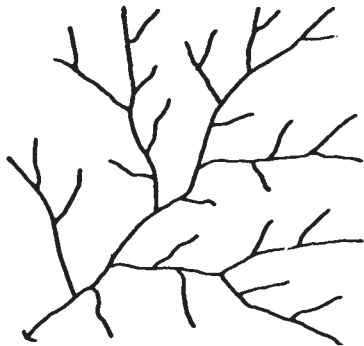
La separación entre corrientes de primer orden es superior a 5 cm. La escorrentía superficial es menor, la roca es más resistente, aunque más permeable, y los suelos tienen elevada permeabilidad.

Cuencas dendríticas

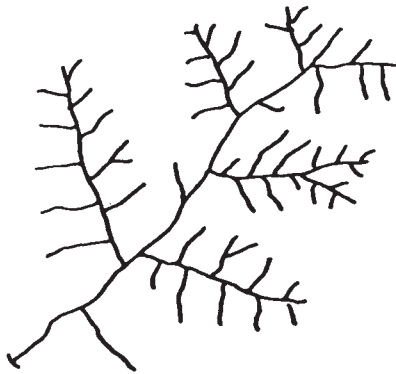
Es el patrón que más frecuentemente se presenta y se caracteriza por mostrar una ramificación arborescente en la que los tributarios se unen a la corriente principal formando ángulos agudos. Su presencia indica suelos homogéneos y se presenta en zonas de rocas sedimentarias blandas, tobas volcánicas, depósitos glaciales y antiguas llanuras costeras.

Cuencas pinnadas

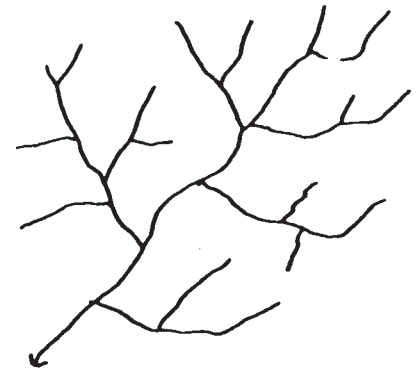
Son cuencas dendríticas modificadas e indican un elevado contenido de limo en el suelo. Son típicas de zonas de loess o llanuras aluviales de



Cuencas dendríticas



Cuencas pinnadas



Cuencas de drenaje rectangular

textura fina. El drenaje tiene la forma de nerviación de ciertas hojas, en el que los tributarios se juntan formando ángulos casi rectos que se van agudizando aguas arriba.

Cuencas de drenaje rectangular

Es otra variante del drenaje dendrítico. Los tributarios suelen juntarse con las corrientes principales en ángulos casi rectos y dan lugar a formas rectangulares controladas por las fracturas y las juntas de las rocas. Cuanto más claro es el patrón rectangular, más fina será la cubierta del suelo. Suelen presentarse sobre pizarras metamórficas, esquistos y gneis; en areniscas resistentes si el clima es árido, o en areniscas de poco suelo en climas húmedos.

Cuencas de drenaje angulado

Es una variante más del drenaje dendrítico en la que las fallas, fracturas y sistemas de unión han modificado su forma clásica. Aguas arriba son comunes las curvas fuertes formando ángulos grandes, ya que los tributarios suelen estar muy controlados por las rocas. El tipo y la dirección de los ángulos pueden reflejar un tipo específico de roca. Por ejemplo, las areniscas tienen tendencia a formar uniones paralelas, mientras que las calizas dan lugar a uniones muy agudas.

Cuencas de drenaje enrejado

Presentan tributarios paralelos y pequeños arroyos también paralelos que se juntan en ángulos rectos. Refleja más la estructura de la roca madre que el tipo de roca, y usualmente indica rocas sedimentarias plegadas o intercaladas en las que las corrientes principales siguen las uniones de las capas.

Cuencas de drenaje barbado

Se presentan cuando otras formas de drenaje se han visto modificadas por alabeos o cambios topográficos. El resultado indica un elevado grado de roturas tectónicas.

Cuencas de drenaje desordenado

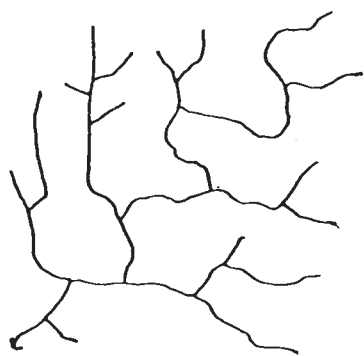
Son sistemas de drenaje no integrados, resultantes de formas de suelo relativamente jóvenes con topografía llana o suave y elevada capa freática. En las depresiones existen zonas pantanosas, marjales, lagunas... Suelen presentarse en llanuras jóvenes, al final de morrenas y en llanuras aluviales.

Cuencas de drenaje paralelo

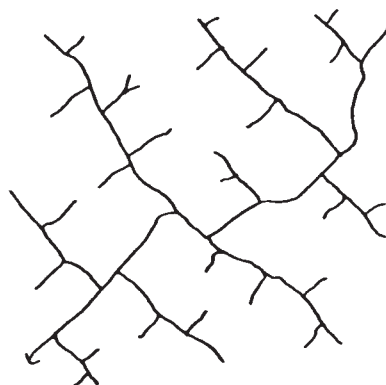
Se presentan en zonas homogéneas, de pendientes uniformes y suaves en las que las corrientes principales reflejan fallas o fracturas. Los tributarios suelen unirse formando ángulos generalmente iguales. Son típicas de llanuras costeras y de grandes afloramientos basálticos.

Cuencas de drenaje radial o centrífugo

Esta forma de drenaje se caracteriza por una red circular con canales paralelos procedentes de un punto elevado. Suele existir una corriente colectora principal que circula alrededor de la base de la elevación topográfica. Los volcanes y cerros aislados suelen presentar este tipo de drenaje.



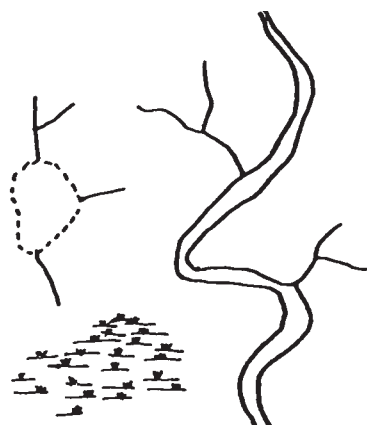
Cuencas de drenaje angulado



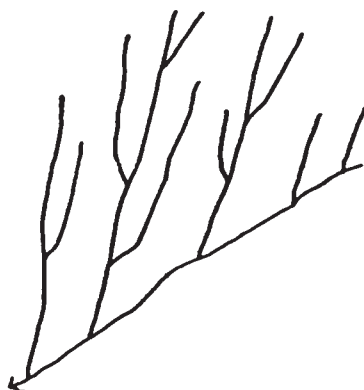
Cuencas de drenaje enrejado



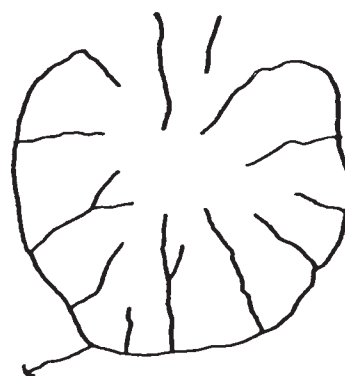
Cuenca de estructura barbada



Cuencas de drenaje desordenado



Cuencas de drenaje paralelo



Cuencas de drenaje radial

Cuencas de drenaje anular

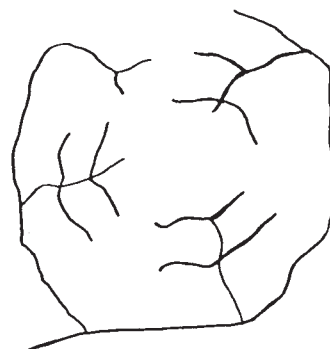
Es similar al anterior, pero en este caso las uniones de la roca madre o las fracturas hacen que los tributarios sean paralelos. Se presentan estos tipos de cuenca en cerros graníticos o sedimentarios.

Cuencas de drenaje centrípeto

Es una variante del sistema radial en la que el drenaje se dirige hacia un punto central. Suele reflejar una depresión o el fin de un anticlinal o sinclinal erosionado.

Drenaje interno

La falta de un sistema integrado de drenaje es significativa también para la identificación del territorio y de las características geomorfológicas. Usualmente está asociado a materiales granulares de alta permeabilidad, sobre rocas porosas o solubles que dan lugar a fuertes drenajes subterráneos, calizas, corales, dunas y colinas costeras.



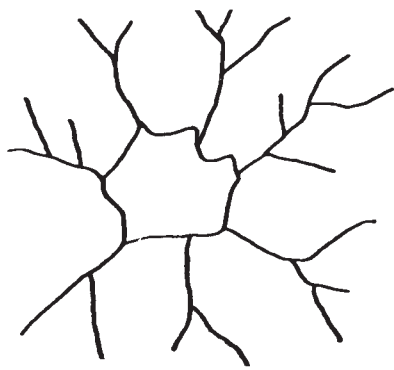
Cuencas de drenaje anular

Termokarst

Suelen presentarse en sedimentos mal drenados de grano fino o sobre material orgánico de regiones de permafrost. El hielo provoca roturas y da lugar a formas poligonales, a veces hexagonales, que crean depresiones y acumulaciones de agua.

Cuencas de drenaje trenzado

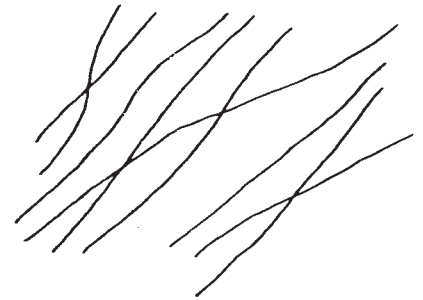
Se desarrollan muy localmente y no suelen servir como forma de clasificación. Los canales que



Cuencas de drenaje centripeto



Termokarst



Cuencas de drenaje trenzado

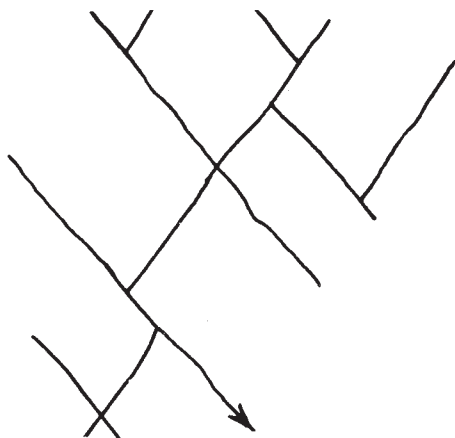
constituyen el sistema son inestables y reflejan materiales gruesos.

Sin drenaje

Pequeñas formas del terreno con cuencas insuficientes pueden no desarrollar ninguna forma de drenaje. Entre ellas se pueden citar las dunas de arena, zonas glaciales, etc.

Drenaje artificial

En climas húmedos o de topografía llana pueden encontrarse estructuras de drenaje artificial, en un intento de bajar el nivel de la capa freática. No se debe confundir con acequias de riego de zonas áridas o semiáridas.



Esquema de drenaje artificial

2.2.2. Clasificaciones basadas en la ordenación de las corrientes de agua

Estas clasificaciones se basan en el análisis y la numeración de la estructura de la red de drenaje.

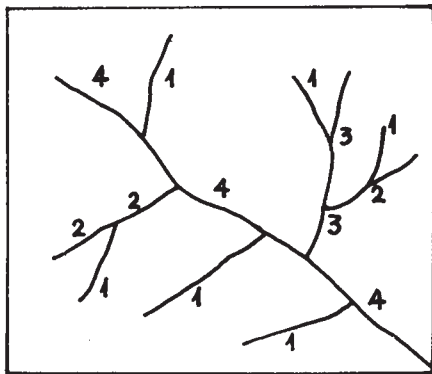
Ya se ha dicho que en una cuenca, a partir de pequeñas corrientes, se van formando arroyos y ríos cada vez de mayor tamaño. La forma de las uniones da lugar a una primera clasificación comentada en el apartado anterior; el grado de bifurcación o estructura de la red puede generar nuevas clasificaciones, basadas en el análisis de redes, que se resumen a continuación.

El grado de bifurcación de las corrientes de una cuenca no es un modelo desordenado e irregular, sino que sigue unas pautas fuertemente organizadas, que resultan importantes a la hora de mantener el equilibrio dinámico de un sistema hidrológico.

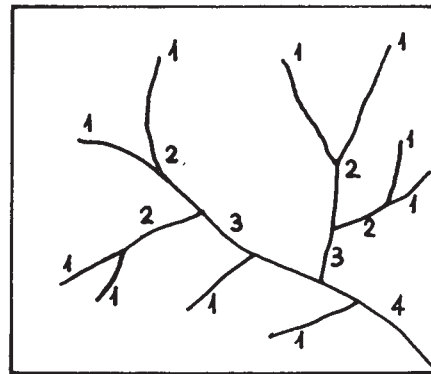
2.2.2.1. Clasificaciones de HORTON (1945) y STRAHLER (1964)

Este grado de organización, detectado por HORTON y estudiado después por STRAHLER, permite desarrollar un método de clasificación basado en la numeración y conteo de las corrientes de agua de un determinado orden existentes en una cuenca.

Una corriente de primer orden es aquella que no tiene ningún tributario. Cuando dos corrientes de primer orden se juntan, la corriente resultante se denomina de segundo orden. Sucesivamente, cuando dos de segundo orden confluyen resulta otra de tercer orden... La diferencia entre los sistemas de HORTON y STRAHLER es que en aquél existe una segunda fase en la que se considera que toda corriente ha de tener el mismo orden desde su comienzo hasta su final. STRAHLER, por el contrario, admite un aumento del orden, en función del aumento del número de tributarios.



HORTON



STRAHLER

La supresión de la segunda fase de HORTON supone la eliminación de la parte más subjetiva del método y, sobre todo, la ordenación con el mismo código de los más pequeños tributarios de la cuenca.

De cualquier manera y para cualquiera de los métodos es válida la Ley de Bifurcación de HORTON, según la cual el número de segmentos de cada orden en una determinada cuenca mantiene una secuencia geométrica; es decir,

$$N_{n+1} = \alpha N_n$$

o bien,

$$R_b = \frac{1}{\alpha} = \frac{N_n}{N_{n+1}}$$

R_b : coeficiente de bifurcación entre los segmentos de orden n y $n + 1$.

N_n : número de segmentos de orden n .

El coeficiente de bifurcación medio de una cuenca por sí solo no significa nada a la hora de comparar y clasificar, ya que en él no se considera en absoluto la superficie de la cuenca a estudiar. Para evitar el problema, surgió el concepto de *densidad de corriente*, F_n , de los segmentos de orden n :

$$F_n = \frac{N_n}{A} \cdot 1.000$$

A = Superficie de la cuenca.

Los valores de la densidad de corriente pueden representarse gráficamente por una línea recta cuya pendiente daría lugar al *coeficiente de bifurcación*

$$\text{Log } R_b = \frac{\log \frac{N_{n1}}{N_{n2}}}{n_2 - n_1}$$

siendo

$$N_n = \frac{F_n}{1.000} \cdot A$$

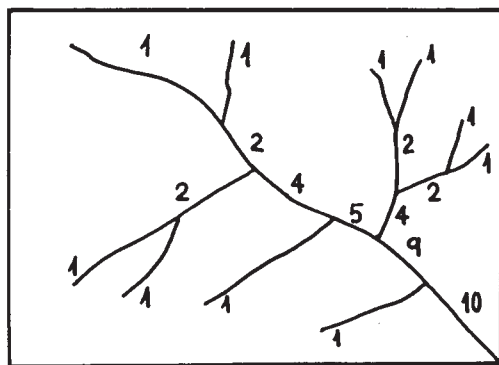
En general, cuando R_b oscila entre 3 y 5 se considera que las estructuras geológicas no distorsionan la forma de drenaje. Con valores de grado de bifurcación bajos, existen picos fuertes en el hidrograma, y con valores altos el hidrograma es más uniforme. También, como norma general, valores muy altos de R_b permiten esperar cuencas alargadas con multitud de tributarios de primer orden vertiendo a una sola corriente principal.

En lo que respecta a la relación con la superficie de la cuenca, se ha comprobado que es inversamente proporcional, ya que los valores de R_b disminuyen a medida que aumenta el tamaño de la cuenca.

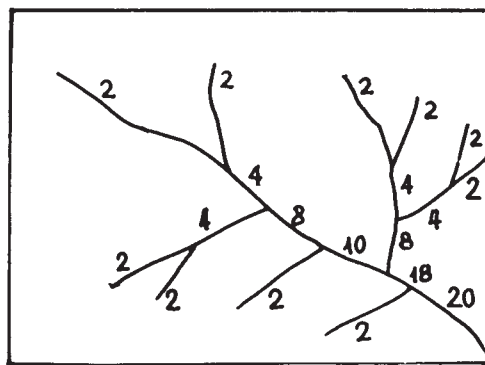
Con estos valores del coeficiente de bifurcación se pueden clasificar cuencas, en función de las distintas clases de corrientes; sin embargo, el proceso queda mejorado si se introducen nuevos conceptos que den alguna idea concreta de la cantidad de agua conducida.

2.2.2.2. Clasificaciones de SHREVE (1966) y SCHEIDEGGER (1968)

SHREVE concibió un nuevo sistema de ordenación más lógico desde un punto de vista hidrológico



SHREVE

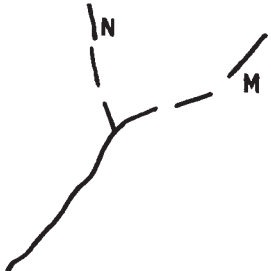


SCHEIDEGGER

gico. En él, todos los primeros tributarios se consideran de primer orden, y en cada unión la corriente resultante toma como orden el número de tributarios que a ella llegan. Con este sistema se consigue que los distintos cursos adquieran órdenes superiores en función del número de tributarios que poseen o, lo que es lo mismo, en función de la cantidad de agua.

La limitación del método estriba en considerar que sólo los tributarios de primer orden acarrean agua, olvidándose del agua que recogen las corrientes de orden superior. Por ello, SCHEIDEGGER trata de reflejar el problema doblando los órdenes de SHREVE y determinando un número x , indicativo de la cantidad de agua.

El proceso de cálculo del *número de composición* « x » de una corriente formada por la unión de dos corrientes de orden N y M , respectivamente, será



$$x = \frac{\log(2^N + 2^M)}{\log_2} = \log_2(2^N + 2^M)$$

$$x = \frac{\log(2^N + 2^M)}{\log_2} = \log_2(2^N + 2^M)$$

Para la clasificación de cuencas habría que calcular el número de composición del curso principal de cada una y con estos valores agrupar por similitud las distintas cuencas.

En general, los métodos de SHREVE y SCHEIDEGGER presentan ciertas ventajas, ya que describen mejor la red de drenaje, sobre todo en lo que se refiere a la cantidad de corrientes. Sin embargo, cualquiera de las metodologías descritas permite una clasificación bastante objetiva de las cuencas hidrográficas.

2.2.3. Clasificación basada en la densidad de drenaje y la frecuencia de los cursos de agua

La *densidad de drenaje* de una determinada cuenca, aunque depende en gran medida del clima y otros factores, es uno de los parámetros más utilizados para la clasificación de cuencas hidrográficas.

Se define como el cociente entre la longitud total de las corrientes de la cuenca y la superficie de ésta:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^n L_i}{A}$$

En general, las cuencas de escasa densidad de drenaje se encuentran en áreas de elevada permeabilidad o geología resistente, bajo cubierta densa y sobre relieves suaves. Por el contrario, cuando la densidad es elevada, la permeabilidad es alta o la geología menos resistente, la vegetación escasa y el relieve accidentado.

Otro parámetro para clasificar cuencas hidrográficas similar al anterior es la *frecuencia de drenaje*, que se define como el cociente entre el número de cursos existentes en la cuenca y la superficie:

$$F = \frac{\sum_{n=1}^n N_n}{A}$$

La utilización conjunta de ambos índices facilita en gran manera la clasificación de cuencas, ya que en muchas ocasiones existen cuencas muy diferentes con la misma frecuencia de drenaje, que pueden distinguirse calculando su densidad, o a la inversa. Este sistema se utiliza con relativa frecuencia en los inventarios hidrológicos de muchos estudios del medio físico.

2.2.4. Clasificación basada en la ramificación y la densidad

En el Estudio Integral del Area de Gredos (Cátedra de Planificación, E. T. S. I. Montes, 1977) se define una clasificación de cuencas hidrográficas en función de los dos últimos factores analizados: densidad y ramificación. El primero de ellos da una idea de la abundancia de agua en la cuenca, y el segundo, de su repartición. Utilizando ponderadamente ambos factores se obtendrá la disponibilidad de agua en la cuenca de forma cualitativa.

La primera fase del método ordena las distintas corrientes de agua según el método de STRAHLER antes descrito y asigna a cada orden un peso C_i . A continuación se calcula un índice de densidad, definido como:

$$I_D = \frac{\sum_{i=1}^n C_i l_i}{A}$$

C_i = Peso del tramo del orden i .

l_i = Longitud total de los tramos de orden i .

A = Superficie de la cuenca.

Y un índice de ramificación

$$I_R = \frac{N}{A}$$

donde

N = Número total de los ríos de la cuenca.

La valoración total de la cuenca resulta de la va-

loración de ambos índices. Para ello se normalizaron en la forma

$$I'_D = \frac{I_D}{\sum I_D} \times 100 \quad I'_R = \frac{I_R}{\sum I_R} \times 100$$

El resultado definitivo para cada cuenca viene dado por un índice de disponibilidad:

$$J = \frac{3 I'_D + I'_R}{4}$$

con el que se constituyen cuatro clases, codificadas de la forma siguiente:

- I. Muy alta disponibilidad de agua.
- II. Alta disponibilidad de agua.
- III. Baja disponibilidad de agua.
- IV. Muy baja disponibilidad de agua.

2.2.5. Clasificación basada en el relieve

Las características de relieve y pendiente de una cuenca son parámetros que también se utilizan a la hora de clasificar la hidrología de una zona; sin embargo, dada su estrecha conexión con otros elementos y para evitar solapamientos en la información, su uso está muy limitado en estudios interdisciplinares en los que tanto el relieve como la pendiente se analizan independientemente.

A modo de información se citan cuatro coeficientes de relieve definidos por SEYHAN (1975 a) con las correspondientes clasificaciones:

$$R_1 = \bar{H}/L_b; R_2 = Hm/L_b; R_3 = \bar{H}/A; R_4 = Hm/A$$

A = Área de la cuenca en km^2 .

L_b = Longitud de la corriente principal en kilómetros (distancia horizontal desde el punto de salida del agua hasta el perímetro de la cuenca).

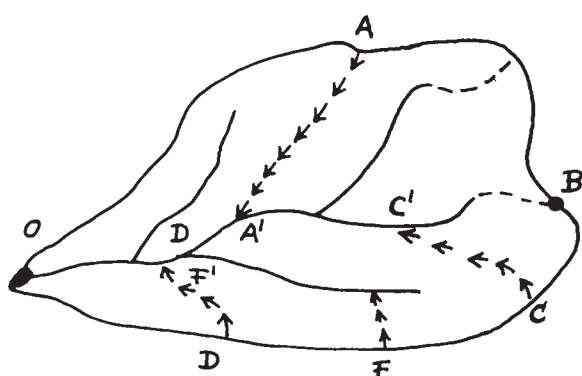
Hm = Diferencia hipsométrica entre el punto de máxima altitud y el punto de salida del agua de la cuenca.

$\bar{H}$ = Relieve medio de la cuenca definido por

$$\bar{H} = \frac{\sum_{i=1}^n H_i}{n}$$

donde cada H_i se define como la diferencia de altitud, expresada en kilómetros, entre el punto situado en el perímetro de la cuenca y el punto correspondiente en la corriente principal. Ambos puntos se encontrarían en el mismo camino de drenaje superficial «no canalizado».

Para simplificar el cálculo suelen utilizarse de 5 a 15 puntos para calcular el valor de $\bar{H}$.



A modo de ejemplo, en la cuenca de la figura:

L_b = Long (OB) (km).

A = Area de la cuenca (km^2).

H_m = h máx.- h_o (km).

$$\bar{H} = \frac{(h_A - h_{A'}) + (h_D - h_{D'}) + (h_C - h_{C'}) + (h_F - h_{F'})}{4} \text{ (km)}$$

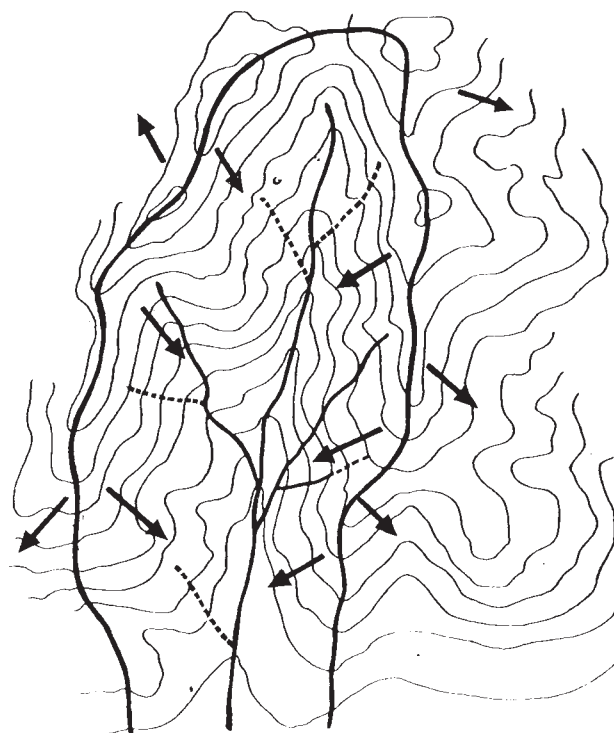
Las clasificaciones propuestas son las siguientes:

Coficiente	Límites	Código	Tipo de relieve
$R_1 = \frac{\bar{H}}{L_b}$	$1,000 \leq R_1 \leq 3,514$	VH	Muy accidentado.
	$0,500 \leq R_1 < 1,000$	H	Accidentado.
	$0,150 \leq R_1 < 0,500$	M	Mediano.
	$0,005 \leq R_1 < 0,150$	L	Suave.
$R_2 = \frac{H_m}{L_b}$	$0,240 \leq R_2 \leq 1,667$	H	Accidentado.
	$0,100 \leq R_2 < 0,240$	M	Mediano.
	$0,011 \leq R_2 < 0,100$	L	Suave.
$R_3 = \frac{\bar{H}}{A}$	$4,500 \leq R_3 \leq 38,071$	H	Accidentado.
	$1,500 \leq R_3 < 4,500$	M	Mediano.
	$0,018 \leq R_3 < 1,500$	L	Suave.
$R_4 = \frac{H_m}{A}$	$0,800 \leq R_4 \leq 6,667$	H	Accidentado.
	$0,200 \leq R_4 < 0,800$	M	Mediano.
	$0,039 \leq R_4 < 0,200$	L	Suave.

2.2.6. Cartografía

Todas las clasificaciones descritas presentan una cartografía común, basada en la cuenca hidrográfica, considerada como unidad de trabajo.

El contorno de la cuenca se define por la divisoria topográfica y, en general, dicho contorno corta ortogonalmente a las curvas de nivel, bien por la parte cóncava cuando disminuye la altitud, bien por la convexa cuando aumenta.



2.3. CLASIFICACION BASADA EN LA CANTIDAD DE AGUA

Siguiendo con el esquema de menor a mayor grado de elaboración, se estudian a continuación algunos modelos de clasificación territorial, en función de la cantidad de agua existente en una corriente, un lago, una cuenca...

La medida de la cantidad de agua puede realizarse directamente de los cursos y formas hidrológicas descritas en anteriores apartados, o bien tomar como unidad de muestreo la cuenca hidrográfica. En general puede decirse que, para estudios de clasificación del territorio y del medio físico, la unidad ideal de tratamiento es la cuenca hidrográfica, aunque en el resumen siguiente se considera también la medición directa y se dan unas referencias sobre su tratamiento.

2.3.1. Medidas directas

La cantidad de agua existente en los distintos tipos hidrológicos, incluyendo los subterráneos, puede medirse de formas muy diferentes en función de caudal, volumen, altura de la capa de agua, etc. Los métodos de medida se encuentran en todos los libros especializados y oscilan desde una simple fórmula empírica hasta los más sofisticados procesos de teledetección.

Las medidas así obtenidas cuantifican las formas de agua, pero requieren un tratamiento sencillo a la hora de clasificar el territorio. Este tratamiento suele ser similar al descrito para la cartografía de la profundidad del nivel freático: el trazo de isolíneas de volumen, caudal, etc.

La cartografía generada puede dar una idea de las cantidades de agua existentes en la zona de estudio; sin embargo, el proceso es muy laborioso, ya que requiere una gran cantidad de muestras. Por ello, los métodos que se exponen a continuación utilizarán como unidad de cálculo la cuenca hidrográfica.

2.3.2. Balance hídrico

El término «balance hídrico» fue usado por THORNTON para reflejar el balance entre los aportes de agua por precipitación de lluvia o nieve y su salida mediante evapotranspiración, recargas subterráneas y corrientes superficiales. Este balance puede referirse a un determinado perfil del suelo o a una cuenca genérica. En el caso que nos ocupa, toda la información se referirá a cuencas hidrográficas.

El método que se describe a continuación permite manejar una información muy completa de humedad del suelo, evapotranspiración real, almacenamiento subterráneo de agua y corrientes superficiales, a partir de datos climáticos y de ciertas observaciones de suelo y vegetación.

De forma muy general, el balance de una cuenca puede reflejarse por la siguiente ecuación:

$$P = I + ETR + ES + \Delta HS + \Delta AS + CS$$

P = Precipitación.

I = Intercepción.

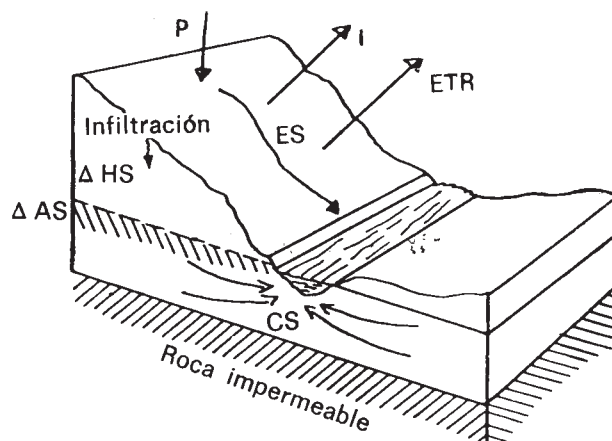
ETR = Evapotranspiración real.

ES = Escorrentía superficial.

ΔHS = Cambios de humedad del suelo.

ΔAS = Cambios en el almacenamiento de agua subterránea.

CS = Corrientes subterráneas.



Factores, todos ellos, de fácil obtención y que dan una medida muy precisa de las cantidades de agua existentes en la cuenca cuando se construye el balance hídrico.

Para ello es suficiente el relleno de una ficha hídrica con los datos anteriores y reflejarlos gráficamente para obtener así la cantidad de agua tanto del suelo como superficial.

En las dos primeras filas de la ficha se sitúan las precipitaciones medias mensuales y la evapotranspiración potencial obtenida con la fórmula de PENMAN (ver Capítulo IV) u otras similares. A continuación se calculan las diferencias entre ambas para conocer si existe o no déficit mensual de agua y cuáles son las pérdidas potenciales de agua acumuladas.

En la quinta fila se introducen los valores obtenidos de humedad del suelo, para calcular a continuación los cambios en el contenido de humedad cuando existe déficit (fila 6) y la evapotranspiración real (fila 7).

La diferencia entre la evapotranspiración potencial y la real refleja el déficit de humedad del suelo (fila 8) que aparece en los meses en que los cambios en la humedad del suelo tienen carácter negativo. La cantidad de agua que no puede ser almacenada en el suelo se denomina superávit de humedad (fila 9) y se obtiene restando de P los valores de las filas 6 y 7.

FICHA HÍDRICA

mm	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	TOTAL
1. Precipitación (P)													
2. Evapotranspiración potencial (ETP).													
3. P - ETP													
4. Pérdidas potenciales acumuladas (PPA)													
5. Humedad del suelo (HS)													
6. Cambios en la humedad del suelo (Δ HS)													
7. Evapotranspiración real (ETR)													
8. Déficit en la humedad del suelo (D)													
9. Superávit en la humedad del suelo (S)													
10. Cantidad de agua disponible para pasar a la corriente													
11. Agua que pasa a la corriente (AC).													
12. Detención de agua (DA)													

Este exceso de agua desciende por el perfil del suelo y llega a las corrientes de agua. Sin embargo, no toda el agua puede salir del suelo durante el mismo mes que llega, ya que una parte se mantiene allí y alcanza las corrientes de agua en meses sucesivos. La fracción que se mantiene en el suelo varía en función de su profundidad y textura y de la fisiografía de la cuenca. La proporción debería calcularse para cada cuenca, aunque para cuencas grandes aproximadamente el 50 por 100 del valor de *S* llega a los cursos de agua; el resto se detiene en el subsuelo, aguas subterráneas, etc., y está disponible para salir al mes siguiente. En cuencas menores la proporción será menor del 50 por 100.

En las filas siguientes se reflejan estas consideraciones, indicándose la cantidad disponible cada mes, el agua que pasa a la corriente y el agua retenida. (Para mayor información, ver Capítulo IV, Apartado 2.4.3.2.)

Una vez rellena la ficha, los datos se recogen en un cuadro que representa gráficamente los valores anteriores y que permite una clasificación cuantitativa de cuencas hidrográficas.

En casos en que la cantidad de agua que llega al suelo supera la capacidad de infiltración, como

sería el caso de una tormenta, el excedente escurre superficialmente y llega a las corrientes de agua. Para tener en cuenta este factor (*ES*) sería necesario colocar entre las filas 1 y 2 de la ficha hídrica un nuevo valor, el de la precipitación efectiva, obtenida como diferencia entre *P* y *ES* y utilizable como si fuera la precipitación real a lo largo de todo el proceso. Para la determinación de los valores de la escorrentía superficial existen diversos métodos entre los que se pueden citar los relacionados con la capacidad de infiltración del suelo.

El balance hídrico de una cuenca presenta multitud de aplicaciones, ya que describe perfectamente la hidrología de una zona determinada. A partir de él se pueden realizar mapas de los déficit máximos de agua, superávit, necesidades de riego, escorrentía subterránea... y, prácticamente, de cualquier factor que se considere necesario para definir el territorio.

El principal problema que se puede presentar es la falta de estaciones meteorológicas en muchas cuencas, por lo que, en ocasiones, no es posible llegar directamente al detalle requerido en el análisis de cuencas hidrográficas.

2.3.3. Caudal generado por una cuenca

Ya se ha comentado que el agua llega a la cuenca de una única forma: a través de la precipitación. Dentro de la cuenca se producen una serie de fenómenos (infiltración, escorrentía, evapotranspiración...) que dependen de las características topográficas, geomorfológicas, geológicas, edafológicas y de vegetación, y se genera un caudal que sale de la cuenca a través de una corriente superficial de agua.

Precipitación → Cuenca → Caudal generado

La cuenca es, por tanto, un catalizador del

agua que llega y sale de ella. Es decir, mediante sus características más acusadas puede determinarse el caudal generado, y con estos datos clasificar las cuencas de una forma cuantitativa (cantidad de agua) y cualitativa (características físicas).

2.3.3.1. Fórmulas de SEYHAN (1976c)

SEYHAN estudió, a lo largo de varios años de investigación, diferentes parámetros, llegando a comprobar la validez de las siguientes ecuaciones en cuencas de distintos países y distintas características (ver Cuadro VII.3).

CUADRO VII.3.—FORMULAS DE SEYHAN (1976c)

Area de la cuenca	Ecuaciones
$A < 1 \text{ km}^2$	$Q_{2.33} = -0,145 + 0,230 (T) - 22,8 (H_m) + 2,03 (A) + 2,21 (r_q).$ $Q_{10} = -0,602 + 0,611 (T) - 64,2 (H_m) + 7,14 (A) + 28,5 (S_o).$ $Q_o = -2,17 + 21,5 (S_s) + 3,68 (L_{ca}) - 11,1 (r_q).$ $Q_w = -2,60 + 5,56 (A) + 5,98 (r_q) + 23,4 (P_q) - 0,356 (A_2) + 2,94 (L_{ca}).$
$1 \text{ km}^2 < A < 20 \text{ km}^2$...	$Q_{2.33} = 12,4 - 28,3 (S_T) + 0,729 (A) - 16,7 (r_q) - 0,707 (D).$ $Q_{10} = 11,5 - 245 (S_o) + 90 (S_B) + 0,751 (A).$ $Q_o = 33,7 + 188 (r_q) + 11,7 (A) + 3,58 (A_L) - 32,7 (L_{ca}) + 41,8 (\bar{H}) - 210 (S_B) + 0,707 (A_g) - 46,9 (H_m) - 65,9 (R_r).$ $Q_m = 50,5 + 385 (H_m) + 47,1 (A) - 74,3 (L_b) + 216 (\bar{H}) - 26,4 (A_L) - 572 (S_B).$
$A > 20 \text{ km}^2$	$Q_{2.33} = -120 + 0,246 (T) + 1,041 (P_d) + 214 (P_w) + 100 (R_e) - 7,27 (A_1) - 398 (S_s) + 189 (S_T).$ $Q_{10} = -94,8 + 0,191 (T) + 2,777 (P_d) + 256 (P_w) + 0,293 (A) - 909 (S_o) + 331 (S_T) - 12,4 (A_1).$ $Q_m = -2,545 + 22 (A) + 1,928 (P_s) + 5,374 (r_q) - 1,308 (\bar{H}) - 8,26 (T) + 14,506 (S_o).$ $Q_w = -7,605 + 27,5 (A) + 4,798 (P_s) + 5,034 (r_q) - 22,009 (S_o).$

Donde:

$Q_{2.33}$ = Caudal correspondiente a un período de retorno de 2,33 años, o caudal que se iguala o sobrepasa, como media, cada 2,33 años.

Q_m = Caudal medio anual, obtenido con una serie mínima de 10 años.

Q_{10} = Caudal correspondiente a un período de retorno de 10 años.

Q_o = Caudal de precipitación mínima, o caudal mensual medio correspondiente a los meses de precipitación mínima en un intervalo de 10 años.

Q_w = Caudal de precipitación máxima, o caudal mensual medio correspondiente a los meses de precipitación máxima.

Y los factores utilizados para su definición.

a) Variables climáticas

P_a = Precipitación media mensual. Calculada por el método de THIESSEN o el de las curvas de isoyetas (Capítulo III).

S_s = Factor nieve, definido como el cociente entre el caudal mensual medio y la precipitación mensual media en los meses en los que se produce el deshielo.

$$S_s = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Q_i}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i} = \frac{\bar{Q}_s}{\bar{P}_s} > 1$$

El hecho de ser mayor de 1 se debe al agua procedente del deshielo.

P_w = Precipitación mensual media de los meses de precipitación máxima.

P_d = Precipitación mensual media de los meses de precipitación mínima.

P_q = Precipitación mensual media de los meses subsiguientes a los del caudal máximo, calculados en un intervalo de 10 años.

b) Variables fisiográficas

A = Area de la cuenca (km^2).

A_L = Area de lagos y lagunas (km^2). Es una medida del almacenamiento superficial de agua.

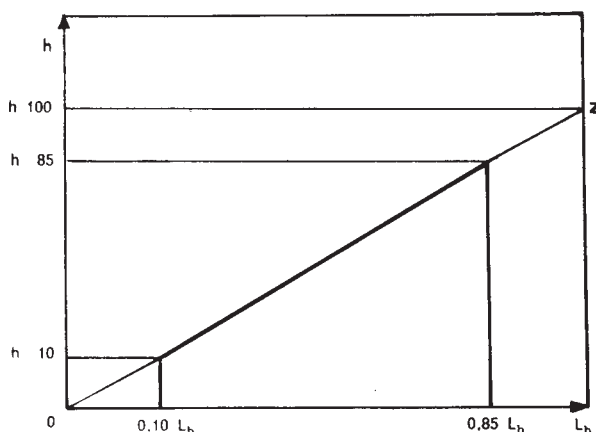
A_1 y A_2 = Orientaciones generales de la cuenca, que toman valores diferentes, en función del tamaño de la cuenca:

Orientación	A ₁	A ₂
Indiferente	3	3
N	2	4
NE	1	3
E	2	2
SE	3	1
S	4	2
SO	5	3
O	4	4
NO	3	5

S_B = Pendiente media de la cuenca. Aunque puede utilizarse cualquier fórmula, se recomienda el método de HORTON (1945), por ser el de cálculo más sencillo:

$$S_B = \frac{m \cdot h}{A}$$

m = Longitud total en las líneas de nivel (km).
 h = Intervalo entre líneas de nivel (km).
 A = Área de la cuenca.
 D = Densidad de drenaje (2.2.3).
 L_{ca} = Longitud al centro de la cuenca. Es la distancia sobre la corriente principal, desde la boca de la cuenca hasta su centro de gravedad.
 L_b = Longitud de la corriente principal.
 H_m = Diferencia en altitud entre el punto más alto de la cuenca y el punto de salida o boca.
 H = Altitud media de la cuenca, fácil de calcular mediante la curva hipsométrica.
 S_o = Pendiente media del canal principal. Existen diversos métodos de cálculo, aunque el más sencillo y utilizado es el método «10-85» de BENSON (1962), según el cual, una vez dibujado el



perfil longitudinal, se unen los puntos 0,1 L_b y 0,85 L_b y la pendiente resulta:

$$S_o = \frac{h_{85} - h_{10}}{0,85 L_b - 0,10 L_b}$$

S_t = Pendiente media de los afluentes. Se calcula de forma similar a la del curso principal, el problema es definir los afluentes a considerar: algunos autores consideran sólo los de las cabeceras; otros introducen todos en el cálculo, incluso algunos, como SEYHAN, eligen aleatoriamente ciertos afluentes de la corriente principal.

R_e = Coeficiente de elongación. Refleja la forma de la cuenca y se define como:

$$R_e = \frac{D}{L_b}$$

D = Diámetro de un círculo que tiene la misma superficie que la cuenca.

L_b = Longitud del canal principal.

T = Factor topográfico definido por POTTER (1953), como una combinación de pendiente y longitud del canal principal:

$$T = \frac{D}{\sqrt{S_o}}$$

c) Variables de vegetación

Se ha considerado solamente el coeficiente A_g definido como el porcentaje de cubierta herbácea y árboles aislados existentes en la cuenca.

d) Variables de suelo

Se considera el coeficiente P_p definido como el porcentaje de suelo cubierto por rocas permeables existente en la cuenca.

e) Variables de caudal

r_q = Coeficiente que refleja la descarga media anual (Q_m) con respecto a la precipitación (P_a)

$$r_q = \frac{Q_m}{P_a}$$

Utilizando los caudales obtenidos, o bien cualquier otra combinación de variables, se pueden clasificar distintas cuencas, o cursos de agua, de forma cuantitativa y así tener una idea real de la disponibilidad de agua existente.

3. LA CALIDAD DEL AGUA

Para los estudios del medio físico, tan importante es la calidad del agua como la cantidad; si unas veces es esta última la que prima, otras muchas lo es la calidad. Por lo tanto, con frecuencia será necesario disponer de información sobre este punto.

La calidad del agua interesa en los estudios del medio físico desde diversos puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, riego).

- Utilización del curso o masa de agua (actividades recreativas: baño, remo, pesca, etcétera).
- Como medio acuático, que acoge especies animales y vegetales.

La calidad del agua no es, pues, un término absoluto; es algo que siempre dice en relación con el uso o actividad a que se destina: calidad para beber, para el riego, etc. Por la misma razón será indiferente que la falta de calidad se deba a causas naturales o artificiales; en otro caso, la calidad del agua se identificaría con su estado natural, y la pérdida de calidad vendría medida por la distancia a ese estado.

No obstante, es claro que la calidad del agua, genéricamente considerada, se ve afectada principalmente por las actividades humanas y al mismo tiempo afecta al desarrollo de otras: es el fenómeno de la contaminación. En el sentido relativo que aquí se da a la calidad del agua, una excelente definición de la contaminación sería la siguiente: se dice que el medio acuático está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directa o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todas o algunas de las utilizaciones para las que podría servir en su estado natural.

En el Cuadro VII.4 se resumen esquemáticamente las causas y efectos de las modificaciones.

CUADRO VII.4.—FUENTES, CARACTERÍSTICAS GENERALES Y EFECTOS PRINCIPALES DE LOS CONTAMINANTES
(The Open University, 1975)

Tipo de contaminante	Naturaleza	Fuentes comunes	Efectos
1. Sólidos en suspensión	Fundamentalmente, suelos y minerales; también subproductos industriales.	Erosión, inundaciones, etcétera, efluentes de plantas de celulosa y otras.	Obstrucción o relleno de corrientes, lagos, embalses y canales; aumento del costo de depuración; corrosión de equipos; interferencia de procesos de manufacturación; reducción de la vida animal y vegetal.
2. Color	Agua caliente vertida a ríos y lagos.	Plantas de energía, fábricas de acero, refinерías, unidades de refrigeración.	Reducción del oxígeno disuelto y consiguiente descomposición lenta o incompleta de los contaminantes y daño a la vida acuática.
3. Compuestos inorgánicos	Sal común, ácidos, sales metálicas, etc.	Minería, procesos industriales, depósitos naturales.	Interferencia en procesos de fabricación; efectos tóxicos más o menos aparentes sobre el hombre y la vida silvestre; mal olor, mal sabor; corrosión de equipos.
4. Nutrientes	Compuestos de fósforo y de nitrógeno, principalmente.	Aguas residuales urbanas e industriales; granjas (fertilizantes).	Crecimiento excesivo de la vida vegetal acuática, aumento de la demanda de oxígeno, mal sabor y mal olor.
5. Residuos que demandan oxígeno	Materias orgánicas putrescibles reducidas normalmente por bacterias aerobias, que requieren oxígeno disuelto.	Residuos domésticos; industrias de la alimentación.	Daño a la pesca; el consumo total del oxígeno causa la acción de bacterias anaerobias, que resulta en malos olores y colores.
6. Compuestos orgánicos tóxicos	Detergentes, pesticidas, subproductos industriales.	Efluentes domésticos e industriales, granjas.	Amenaza a la pesca y vida silvestre; posibles riesgos a largo plazo para el hombre, por ingestión.
7. Contaminantes biológicos	Agentes de enfermedades (bacterias, virus).	Residuos humanos y animales; ciertas industrias (por ejemplo, mataderos).	Necesidad de tratamiento intenso del agua para hacerla potable; pérdida a la industria pesquera y especialmente marisquera; reducción del uso recreativo.

OPERACIONES QUE AFECTAN A LA CALIDAD DEL AGUA (STUMM, W. y E., 1972)

REDUCIENDO LA ESTABILIDAD ECOLÓGICA

- **Por aumento del flujo de energía:**
 - Vertido de nutrientes para autótrofos o heterótrofos.
 - Desestratificación, dragado de sedimentos.
 - Vertidos de calor.
 - Provocación de turbulencia.
- **Por explotación de los terrenos adyacentes:**
 - Cultivos, pastoreo.
 - Fertilización, riego.
 - Deforestación.
 - Conversión de pastizales en tierras de cultivo.
 - Aplicación de herbicidas y plaguicidas.
- **Por reducción de la estructura:**
 - Uso de algicidas.
 - Destrucción de nichos.
 - Perturbaciones físicas ocasionales (avenidas, descargas de calor).
 - Explotación excesiva.
 - Vertidos de compuestos químicos.
 - Interferencia de la quimiostasis.

PROMOVIENDO LA ESTABILIDAD ECOLÓGICA

- **Por restauración del equilibrio fotosíntesis-respiración:**
 - Reducción de las descargas de residuos.
 - Reducción de la biomasa.
 - Reducción del tiempo relativo de residencia o eliminación de nutrientes.
 - Ordenación piscícola.
 - Aireación.
- **Por gestión orientada a la conservación:**
 - Repoblación forestal.
 - Restricción de monocultivos.
 - Zonificación del entorno manteniendo las zonas adyacentes al agua con baja productividad neta libres de fertilizantes.
 - Control de la erosión.
- **Por fomento de la complejidad biológica:**
 - Establecimiento de nichos ecológicos.
 - Introducción de algunas poblaciones y organismos.
 - Mantenimiento de una biomasa relativamente alta, compatible con el flujo de energía.
 - Mantenimiento de la estratificación.
 - Recolección selectiva.

3.1. DEFINICIONES

Se trata, pues, de calibrar la modificación inducida a partir de un punto de referencia que puede ser relativo —el estado natural— o absoluto —normativa de calidad—. En la descripción de esta operación se usan a menudo, como equivalentes, una serie de términos que no lo son plenamente y que conviene precisar. Para ello se dan a continuación las definiciones sugeridas por la UNESCO - O. M. S. (1978):

- *Monitoring*: observación y medición, continuas y estandarizadas.

- *Prospección*: serie de programas intensivos, de duración limitada, diseñados para observar y medir detalladamente con una finalidad específica.
- *Vigilancia*: observación y medición continuas y específicas, relativas al control o gestión.
- *Criterio*: estimación científica sobre la que puede basarse un juicio sobre la calidad del agua para determinado uso.
- *Objetivo*: conjunto de niveles de contaminantes o de parámetros de la calidad que deben conseguirse en un programa de tratamiento de la calidad del agua.
- *Estándar*: límite de contaminación establecido legalmente.

3.2. PARAMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA

La manera más sencilla y práctica de estimar la calidad del agua consiste en la definición de índices o ratios de las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos o biológicos en la situación real y en otra situación que se considera admisible o deseable y que viene definida por ciertos estándares o criterios. El cálculo de los límites permite, a su vez, llegar a una clasificación.

En puridad, este apartado «Calidad de agua» podría limitarse a enunciar cuáles son los caracteres y cualidades del agua que intervienen en la estimación de la calidad, máxime cuando se acaba de señalar que ésta depende del uso a que se destine; la estimación quedaría para etapas posteriores en las que se estudien las relaciones del medio con las actividades humanas. No obstante, se ha considerado preferible abordar la estimación dentro del INVENTARIO porque también cabe pensar en la calidad como carácter o cualidad y porque son muchos los parámetros que intervienen en su definición.

3.2.1. La contaminación

El agua no se encuentra, naturalmente, en estado puro y siempre contiene cierto número y cantidad de sustancias que provienen de diversas fuentes: la precipitación, su propia acción erosiva, el viento, su contacto con la atmósfera. Y así en las

aguas que no han recibido vertidos artificiales se encuentran sólidos y coloides en suspensión (que afectan a la transparencia), sólidos disueltos (que se reflejan en la alcalinidad, valor del pH, dureza, conductividad), oxígeno disuelto (que influye decisivamente en la vida acuática), etc., que constituyen los caracteres y cualidades del agua.

Caracteres y cualidades se relacionan con la calidad del agua, aunque de modo distinto según el uso a que ésta se destine, como ya se ha apuntado; los vertidos artificiales los alteran y pueden, además, introducir en el medio acuático otras sustancias no presentes naturalmente (tóxicos, detergentes), modificando así la calidad natural.

A continuación se describen muy brevemente los efectos de la adición de materia o de energía, que llamaremos contaminación, con independencia de su origen natural o artificial, aunque sea este último el más frecuente. Y se hace brevemente porque este importante punto corresponde más bien a un detallado estudio de impactos sobre el medio ambiente que a un estudio del medio físico, en su fase de inventario, al que atañe fundamentalmente la tarea de clasificar el territorio.

- El aumento de sólidos en suspensión disminuye la transparencia (aumenta la turbidez): las plantas acuáticas disponen de menos luz y, en consecuencia, se reduce el oxígeno disuelto y el alimento de los animales. Si los sólidos sedimentan pueden cubrir el lecho del río y afectar a las plantas acuáticas pequeñas.
- Los líquidos no miscibles (grasas, aceites) afectan a la transparencia lo mismo que los sólidos; son, en general, más ligeros que el agua y pueden formar una película sumamente delgada sobre la superficie, de modo que una cantidad pequeña contamina a una extensión grande. Al adherirse a la vegetación dan a las márgenes del curso de agua un aspecto poco grato a la vista.
- La aireación del agua que contiene detergentes, al caer por un pequeño salto o al aumentar la turbulencia por cualquier causa, se traduce en la formación de espumas, una de las formas más llamativas de contaminación física.
- Los compuestos inorgánicos disueltos pueden alterar la calidad del agua de muy diversas maneras. Pueden ser tóxicos en sí mis-

mos: muchas sales de metales pesados son letales para los organismos acuáticos, incluso en concentraciones muy bajas. Otras veces pueden serlo al combinarse entre sí o con sustancias presentes en el agua. En todo caso, al alterar la diferencia en concentración de sales disueltas entre el agua y los organismos pueden causar la muerte de éstos. La cifra de 1.000 p.p.m. de sales disueltas constituye el umbral de supervivencia para muchas plantas y animales (The Open University, 1975). El aumento de salinidad resulta, además, perjudicial para los usos industriales, agrícolas y domésticos. La adición de nutrientes —nitrógeno y fósforo, en particular— se refleja con cierta rapidez en el aumento de las poblaciones de algas.

- La biodegradación de compuestos orgánicos disueltos implica un consumo de oxígeno que puede afectar seriamente al ecosistema acuático. Los contaminantes orgánicos también pueden ser tóxicos (muchos de ellos —pesticidas, herbicidas— se fabrican precisamente para serlo) y suelen ser además bastante estables.
- Los vertidos de aguas fecales contienen bacterias patógenas y otros organismos que pueden ser nocivos al hombre y a los animales.
- Las descargas de calor, que se producen principalmente al verter aguas de refrigeración, influyen en la solubilidad del oxígeno e inciden sobre el metabolismo de los organismos acuáticos, para los que pueden llegar a ser letales.

Por lo tanto, a la vista de estos efectos puede decirse que los contenidos de ciertas sustancias constituyen los parámetros de la calidad del agua. Está podrá medirse directamente por los contenidos o, indirectamente, por las cualidades que de ellos se derivan y por sus efectos sobre el sistema acuático.

3.2.1.1. Eutrofización

Las masas de agua aumentan constantemente su contenido en elementos nutritivos orgánicos e inorgánicos procedentes de los cursos de agua que a ellas afluyen, de la escorrentía y de su actividad biológica. Este proceso de enriquecimiento

en nutrientes de una masa de agua se conoce como eutrofización.

Las actividades humanas pueden acelerar la eutrofización natural; esta eutrofización cultural o fertilización provocada por el hombre, en los embalses, lagos y ríos de régimen lento, transforma el equilibrio del ecosistema acuático alterando su flora y fauna y limitando sus posibilidades de utilización. Los nutrientes responsables de la eutrofización de las aguas son el nitrógeno y el fósforo, particularmente formas inorgánicas de estos elementos, nitratos y fosfatos, fácilmente asimilables por las plantas. Dada la magnitud e importancia de este proceso se puede considerar como una de las principales formas de contaminación de las aguas.

Aunque el control de la carga nutriente es la única estrategia eficaz a largo plazo para combatir la eutrofización, actualmente se dispone de opciones tecnológicamente factibles que se aplican a la propia masa de agua.

La evaluación de la carga total de nutrientes requiere mucha atención, particularmente en las fuentes difusas. En general se recomienda el siguiente desglose para la estimación de la carga total:

a) Carga externa: cantidad de fósforo y nitrógeno transportada por los afluentes, incluyendo las fuentes puntuales y las difusas o no puntuales situadas en la cuenca vertiente.

b) Carga interna: el fósforo y nitrógeno que entran de nuevo a partir de los sedimentos.

Otro procedimiento para la medida del grado de eutrofización es la determinación de la *clorofila a* como medida de la biomasa de fitoplancton. Para la mayor parte de los usos del agua será necesario considerar tanto la concentración media como la concentración máxima de *clorofila a*.

CARGAS EN gr/m/año EN LAGOS Y EMBALSES

Profundidad en m	Tolerable		Peligroso	
	N	P	N	P
50	1,0	0,07	2	0,14
10	1,5	0,10	3	0,20
50	4,0	0,25	8	0,50
100	6,0	0,40	12	0,80
150	7,5	0,50	15	1,00
200	9,0	0,60	18	1,20

3.2.2. Parámetros significativos

Suele distinguirse entre parámetros físicos, químicos y biológicos.

Los parámetros físicos no son índices absolutos de contaminación; sus valores normales pueden variar considerablemente y, por lo tanto, en cada caso habrá que medir la derivación de la norma. Por otra parte, los cambios pueden ser tan aparentes que un solo parámetro llega a dar idea del grado de contaminación y de la extensión de la zona afectada.

Los parámetros físicos más importantes son: transparencia, turbidez, color, olor, sabor, temperatura, conductividad eléctrica y pH.

Los *parámetros químicos* son los más importantes para definir la calidad del agua. Su número es grande, pero pueden agruparse de distintas maneras (UNESCO - O. M. S., 1978):

- Sustancias presentes naturalmente y sustancias vertidas artificialmente. Como no hay un límite bien marcado entre unas y otras, ya que muchas pueden proceder de ambas fuentes (nitrógeno, fenoles, etc.), las estimaciones deberán hacerse en función de diferencias de concentración y no de los valores absolutos.
- Sustancias y caracteres estables, inestables, ligeramente estables. Esta agrupación se usa cuando hay que decidir los análisis u observaciones a realizar *in situ* en laboratorio móvil o en laboratorio permanente.
- Sustancias presentes habitualmente en cantidades grandes (iones más importantes, oxígeno disuelto, etc., y algunos contaminantes, como detergentes y derivados del petróleo) y sustancias presentes en cantidades pequeñas. Las primeras deberán ser analizadas con frecuencia y las segundas sólo en la prospección preliminar o en observaciones muy detalladas.

Si el agua en estudio no ha recibido vertidos urbanos o industriales, la prospección debe comprender la determinación sistemática de los siguientes parámetros:

- Iones más importantes (bicarbonatos, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y sodio).

- Oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno.
- Carbono orgánico.

Si es necesario realizar observaciones más detalladas por la finalidad específica del estudio o por el grado de contaminación, pueden irse incluyendo sucesivamente los siguientes grupos de parámetros:

- Compuestos de nitrógeno, fosfatos, hierro, demanda bioquímica de oxígeno, pH.
- Fenoles, derivados del petróleo, detergentes, pesticidas.
- Fósforo orgánico e inorgánico, trazas (metales pesados, fluoruros, etc.).

Al preparar estas prospecciones deben tenerse en cuenta los factores naturales que influyen en la composición química del agua, y la cantidad, localización y tipo de los asentamientos urbanos, de las industrias y de la agricultura. La atención deberá dirigirse, sobre todo, a las sustancias que puedan estar presentes en concentraciones peligrosas.

Las consideraciones anteriores se refieren a estudios específicos de la calidad del agua. Cuando la calidad del agua se contempla dentro de un estudio general del medio físico, las exigencias vendrán en función de la escala de trabajo, pero serán, en general, menores.

Los parámetros de la calidad del agua más frecuentemente admitidos y utilizados y al mismo tiempo relevantes para los estudios del medio físico, son:

- Oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).
- Sólidos disueltos y en suspensión.
- Compuestos de nitrógeno, fósforo, azufre y cloro.
- pH
- Dureza.
- Turbidez.
- Elementos tóxicos.
- Elementos patógenos.

En relación con los usos, los parámetros más típicos son:

- Uso doméstico: turbidez, sólidos disueltos, tóxicos, coliformes.
- Industria: sólidos disueltos y en suspensión.
- Riego: sólidos disueltos, contenido en sodio.
- Recreo: turbidez, tóxicos, coliformes.
- Vida acuática: oxígeno disuelto, compuestos organoclorados.

Los métodos de determinación de la calidad del agua suelen basarse en la utilización conjunta de los valores de estos parámetros (ver Apartado 3.5). El tipo de información que proporcionan es ciertamente valiosa, pero tiene la limitación (importante en general y muy importante en los estudios del medio físico) de referirse únicamente al momento de la toma de muestras, sin indicar nada acerca del estado anterior de las aguas ni de su capacidad de autodepuración.

Los métodos de muestreo continuos hacen desaparecer esta restricción.

Esta limitación hace que se esté prestando mucha atención a los *indicadores* biológicos, como la presencia de ciertas especies (taxones, más generalmente) que se comportan como indicadoras de los niveles de contaminación, y las variaciones de la estructura de la comunidad biótica ocasionadas por la alteración del medio acuático. La justificación de su empleo proviene de ser las comunidades biológicas un reflejo fiel de las condiciones físico-químicas (ver Apartado 3.4).

La información que proporcionan permite conocer el estado de las aguas anterior al momento de muestreo, porque los organismos necesitan algún tiempo para desarrollarse, y también predecir la evolución de la comunidad en el tiempo y en el espacio (GONZALEZ DEL TANAGO, 1978). Su contrapartida reside en la exigencia de conocimientos taxonómicos.

3.2.3. Criterios y estándares

Los estándares constituyen un punto de referencia para determinar la calidad del agua. Sin embargo, no resuelven por completo el problema del carácter relativo de la calidad, porque también están sujetos a cierta relatividad.

En efecto, los estándares sufren frecuentes revisiones a medida que se progresa en el estudio de las consecuencias de la contaminación y son, en todo caso, independientes del propio medio que se pretende estudiar, lo que lleva a pensar en la conveniencia de establecer estándares diferentes para contextos territoriales también distintos.

En cuanto a la utilización del agua fuera del lugar donde se encuentra, la posibilidad o necesi-

dad de tratamiento previo para las destinadas a usos domésticos o industriales hace que pierda sentido el inventario a estos efectos. De todos modos, los estándares pueden encontrarse en la bibliografía especializada, pero será siempre conveniente buscar disposiciones legales recientes que acaso no hayan pasado todavía a la literatura científica.

A continuación se transcriben algunos criterios y estándares para distintos usos y actividades.

CUADRO VII.5.—CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA

American Petroleum Institute

Indicador	Unidad de medida	LÍMITES PARA DISTINTOS USOS				
		Recreo	Vida acuática tolerante	Vida acuática no tolerante	Ganado y vida silvestre	Riego
Temperatura máxima	°C	35	34	24	35	35
Coliformes	Por ml	10	—		—	—
Estreptococos	Por ml	1				
Oxígeno disuelto	mg/l	—	4	6	Algo	Algo
Acidez	pH	5-9	6-9	6-9	5-9	5-9
Sólidos disueltos	mg/l	—	10.000	5.000	7.000	1.000-3.000
Fosfatos	mg/l	—	Beneficioso en pequeñas cantidades		—	Beneficioso
Nitrógeno amoniacal	mg/l	—	1,5	0,4	5.000	Beneficioso
Color, olor, turbidez, sólidos en suspensión		No perceptibles notoriamente				

THE OPEN UNIVERSITY, Gran Bretaña

Ganado. El total de sólidos disueltos no debe exceder de 10 000 mg/l

Riegos. El total de sólidos disueltos es el principal factor limitante. Los cultivos más sensibles ven disminuida su producción a partir de 500 mg/l. Las concentraciones superiores a 2 000 mg/l afectan a la mayor parte de las plantas.

El ión sodio es particularmente importante por su efecto en la estructura y permeabilidad del suelo. Si su concentración es baja cuando se compara con el calcio y el magnesio el suelo mantiene una buena estructura, pero si es alta tiende a hacerse impermeable.

CUADRO VII.6.—RECOMENDACIONES DE LA T.V.A. (Tennessee Valley Authority) Y DE LA INTERSTATE COMMISSION OF THE POTOMAC BASIN

Utilización del curso de agua	Coliformes por 100 ml	Oxígeno disuelto (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
Reservado al recreo (baño) y al suministro de agua (tras cloración)	50 - 100	6,5 - 7,5	0,75 - 2
Recreo, pesca	100 - 1.000	5 - 7	1,5 - 3,5

CUADRO VII.7.—CLASIFICACION DE LAS AGUAS SEGUN SU SALINIDAD

(Canadian Forestry Service, 1969)

Agua	Conductividad eléctrica (μmhos/cm)	Alcalinidad total (ppm)	SO ₄ (ppm)
Dulces, blandas	40-700	0 - 40	0 - 10
Dulces, duras	40-700	41 - 200	0 - 50
Salobres	300-18.000	> 200	50 - 300
Saladas	3.500-100.000+	> 200	> 300

Nota: La conductividad eléctrica es una medida simple de la salinidad: una solución conduce la electricidad tanto mejor cuanto mayor sea su concentración en sales.

CUADRO VII.8.—CALIDAD RELATIVA, MEDIDA POR SÓLIDOS DISUELTOS O EN SUSPENSIÓN. TURBIDEZ
(Canadian Forestry Service, 1969)

Aguas	Penetración de la luz	Color	Lugares
Claros . . .	Grande. En aguas poco profundas debe verse el fondo.	—	—
Medias . . .	Reducida, fondo raramente visible.	Pardo u oscuro.	Zonas pantanosas.
Turbias . . .	Muy reducida. Fondo no visible.	Gris lechoso o pardo.	Suelos aluviales, de textura fina o erosionados.

Criterios de calidad del agua (UNESCO, O. M. S., 1978)

Aguas potables

Los criterios relativos a estas aguas dependen fuertemente del tratamiento a que se las someta antes de su distribución y consumo. El parámetro más importante es la presencia de organismos patógenos, que se mide en los siguientes términos:

- Tratamiento completo (floculación, filtración, desinfección): 50-100 coliformes/ml o 10-20 coliformes fecales/ml, son aceptables.
- Tratamiento limitado (desinfección): 1 coliforme/ml, 0,1 coliformes fecales/ml.

Deben tenerse en cuenta, además de estos parámetros microbiológicos, parámetros físicos (turbidez, color, temperatura) y químicos (dureza,

nitrógeno, metales, etc.); pero como los tratamientos afectan a la mayor parte de ellos, no pueden darse reglas generales.

Aguas para usos agrícolas

El sodio es el elemento más crítico para las aguas de riego, dado su gran efecto sobre la permeabilidad; de aquí que la tasa de absorción de sodio (SAR) se utilice como parámetro de la calidad. En conjunto, aunque la posibilidad de utilización depende de la tolerancia del tipo de cultivos a la concentración en sales, el umbral crítico se sitúa entre 1200 y 2000 mg/l de sólidos totales disueltos (TDS).

La calidad sanitaria del agua de riego también es importante. Las aguas residuales sin tratar o parcialmente tratadas no deben usarse para regar cultivos destinados al consumo humano en crudo; si se destinan a forraje, podría no ser necesario restringir su uso, aunque debe señalarse que los granjeros que trabajan en campos regados con aguas residuales sufren con frecuencia afecciones intestinales, causadas por helmintos y protozoos.

Los criterios aplicables a la calidad del agua para bebida del ganado no son muy precisos. El agua debe estar libre de parásitos y patógenos, pero la calidad puede ser mucho menor que la del consumo humano; la concentración en sales, por ejemplo, puede alcanzar varios miles de mg/l sin causar efectos adversos; los ganados vacuno y ovino llegan a tolerar 10000 mg/l de sólidos totales disueltos.

**CUADRO VII.9.—REGLAMENTACION TECNICO-SANITARIA SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS POTABLES
PARA CONSUMO PUBLICO**

(Real Decreto 1423/1982, de 18 de junio, BOE de 29 de junio de 1982)

	Orientadores de calidad (1)	Tolerables (2)
1. Caracteres organolépticos		
Olor y sabor	Sin olores ni sabores	Ligero olor y/o sabor por tratamiento natural
Color (Pt-Co)	Hasta 1 mg/l	Hasta 20 mg/l
Turbidez (en U.N.F.) *	Hasta 1 U.N.F.	Hasta 6 U.N.F.
2. Caracteres físico-químicos		
pH	7-8	6,5-9,5
Conductividad a 20 °C (µS/cm)	Hasta 400	Hasta mineralización del agua
Cloruros (Cl ⁻)	Hasta 25 mg/l	350 mg/l
Sulfatos (SO ₄ ⁻)	Hasta 25 mg/l	400 mg/l
Calcio (Ca ⁺⁺)	Hasta 100 mg/l	200 mg/l
Magnesio (Mg ⁺⁺)	Hasta 30 mg/l	50 mg/l
Aluminio (Al ⁺⁺⁺)	Hasta 50 µg/l	200 µg/l
Dureza total (en CO ₂ Ca)	150 mg/l	—
Residuo seco a 110 °C	750 mg/l	1.500 mg/l
3. Componentes no deseables		
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Hasta 25 mg/l	50 mg/l
Nitritos (NO ₂ ⁻)	Ausencia	0,1 mg/l
Amoníaco (NH ₄ ⁺)	Hasta 0,05 mg/l	0,5 mg/l
Oxidabilidad (MnO ₄ K) (en O ₂)	2 mg/l	5 mg/l
Sustancias extraíbles por el cloroformo residuo seco	100 µg/l	—
Hierro (Fe)	50 µg/l	200 µg/l
Manganeso (Mn)	20 µg/l	50 µg/l
Cobre (Cu)	100 µg/l	1.500 µg/l
Fósforo (en P)	170 µg/l	2.150 µg/l
Fósforo (en P ₂ O ₅)	400 µg/l	5.000 µg/l
Cinc (Zn)	100 µg/l	5.000 µg/l
Materias en suspensión	Ausencia	—
Acido sulfhídrico (SH ₂)		No detectable
Fenoles (en C ₆ H ₅ O ₄)		1 µg/l
Detergentes tensoactivos (en lauril sulfato de sodio)		1 mg/l
Flúor (F)		1.500 µg/l
4. Componentes tóxicos		
Arsénico (As)		50 µg/l
Cadmio (Cd)		5 µg/l
Cianuros (CN)		50 µg/l
Cromo (en Cr hexavalente)		50 µg/l
Mercurio (Hg)		1 µg/l
Níquel (Ni)		50 µg/l
Plomo (Pb)		50 µg/l
Antimonio (Sb)		10 µg/l
Selenio (Se)		20 µg/l
Plaguicidas y productos similares:		
Por compuesto individual		0,1 µg/l
En conjunto		0,5 µg/l
Hidrocarburos aromáticos policíclicos		0,2 µg/l
5. Caracteres microbiológicos		
Contenido de bacterias aerobias totales a 37 °C	Hasta 10 por ml	Hasta 200 por ml
Contenido de bacterias aerobias a 22 °C	Hasta 100 por ml	—
Contenido de bacterias coliformes, estreptococos fecales	—	Ausencia en 100 ml
Clostridios sulfito reductores	Ausencia en 100 ml	Ausencia en 20 ml
Microorganismos parásitos y/o patógenos	Ausencia	Ausencia
Elementos formes apreciables a simple vista	Ausencia	Ausencia
6. Radiactividad		
Se establece como límite máximo la cantidad de emisores de radiación equivalente a 100 picocurios por litro.		

(1) Caracteres orientaciones de calidad: son los correspondientes a una calidad deseable en el agua potable.

(2) Caracteres totales: corresponden a las concentraciones máximas aceptables para los distintos parámetros en el agua potable.

* U.N.F. = Unidad nefelométrica de formación.

CUADRO VII.10.—VALORES APLICABLES A LAS AGUAS DESTINADAS A CONSUMO HUMANO
(80/778/CEE)

A. Parámetros organolépticos

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
1 Color	mg/l escala Pt/Co	1	20	Medida sustituida en determinadas circunstancias por la de la transparencia, valorada en metros con el disco de Secchi: — nivel patrón: 6 m. — concentración máxima admisible: 2m Cotejar con las determinaciones gustativas Cotejar con las determinaciones olfativas
2 Turbiedad	mg/l Si O ₂ unid. Jackson	1 0,4	10 4	
3 Olor	Tasa de dilución	0	De 2 a 12 °C De 3 a 25 °C	
4 Sabor	Tasa de dilución	0	De 2 a 12 °C De 3 a 25 °C	

(1) Si, sobre la base de la Ordenanza 71/354/CEE tal y como ha sido modificada recientemente, un Estado miembro utilizara en su legislación nacional, adaptada a las normas de la presente Ordenanza, unidades de medida distintas de las indicadas en el presente Anexo, los valores expresados deberán tener el mismo grado de precisión.

B. Parámetros fisicoquímicos (en relación con la estructura natural de las aguas)

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
5 Temperatura	oC	12	25	El agua no deberá ser agresiva. Los valores del pH no se aplicarán a las aguas condicionadas. Valor máximo admisible: 9,5. En correspondencia con la mineralización de las aguas. Valores correspondientes de la resistividad en ohmios/cm: 2.500. Concentración aproximada a partir de la cual pueden producirse efectos: 200 mg/l. Véase artículo 8.
6 Concentración de iones hidrógeno	Unidad pH	$6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$		
7 Conductividad	$\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 oC	400		
8 Cloruros	mg/l Cl	25		
9 Sulfatos	mg/l SO ₄	25	250	Los valores de este parámetro tienen en cuenta las recomendaciones de un grupo de un grupo de trabajo de la OMS (La Haya, mayo 1978), referidas a una reducción progresiva del aporte cotidiano actual total de cloruro sódico hasta 6 gramos. A partir del 1 de enero de 1984, la Comisión enviará al Consejo informes periódicos sobre la evolución de la ingestión total cotidiana de cloruro sódico por la población. En dichos informes, la Comisión estudiará hasta qué punto es necesaria la concentración máxima admisible de 120 mg/l,
10 Sílice	mg/l SiO ₂			
11 Calcio	mg/l Ca	100		
12 Magnesio	mg/l Mg	30	50	
13 Sodio	mg/l Na	20	175	
			(a partir de 1984 y con un percentil de 90) 150 (a partir de 1987 y con un percentil de 80) (estos percentiles se calcularán sobre un período de referencia de 3 años)	

B. (Continuación)

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
14 Potasio 15 Aluminio 16 Dureza total 17 Residuos secos 18 Oxígeno disuelto 19 Anhídrido carb. libre	mg/l K mg/l Al mg/l previa a 180 °C % O ₂ de saturación mg/l CO ₂	10 0,05 dsecación	12 0,2 1.500	citada por el grupo de trabajo de la OMS, para obtener un nivel satisfactorio en cuanto a la ingestión total de cloruro sódico y, si procediera, propondrá al Consejo un nuevo valor de concentración máxima admisible para el sodio, así como un plazo para el cumplimiento de dicho valor. Antes del 1 de enero de 1984, la Comisión presentará al Consejo un informe relativo al período de referencia de 3 años para el cálculo de los percentiles, a fin de determinar si dicho período tiene o no fundamentos desde el punto de vista científico. Véase la tabla F Valor de saturación > 75 %, excepto en el caso de las aguas subterráneas. El agua no deberá ser agresiva.

C. Parámetros relativos a sustancias indeseables (cantidades excesivas) ¹

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
20 Nitratos 21 Nitritos 22 Amonios 23 Nitrógeno Kjeldahl (excluidos los N de NO ₂ y NO ₃) 24 Oxidabilidad (KMnO ₄) 25 Carbono total (TOC) 26 Hidrógeno sulfurado 27 Sustancias extraíbles con clorof. 28 Hidrocarb. disueltos o emulsionad. (previa extracción con éter); aceites minerales 29 Fenoles (Índice fenoles) 30 Boro 31 Agentes de superficie (que reacc. al azul de metileno) 32 Otros comp. organoclor. en el parám. n.º 55	mg/l NO ₃ mg/l NO ₂ mg/l NH ₄ mg/l N mg/l O ₂ mg/l C µg/l S Residuo seco mg/l µg/l µg/l µg/l B µg/l (laurilsulfato) µg/l	25 0,05 2 0,1 C ₆ H ₅ OH 1.000 1	50 0,1 0,5 1 5 No detectable organolépticamente 10 0,5 200	Determinación realizada en caliente y en medio ácido. Deberá investigarse toda causa que provoque aumento de las concentraciones habituales. Con exclusión de los fenoles naturales, que no reaccionan al cloro. La concentración de haloformos deberá reducirse al mínimo posible.

1) Algunas de dichas sustancias pueden llegar incluso a ser tóxicas cuando se encuentran presentes en cantidades muy importantes

C. (Continuación)

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
33 Hierro 34 Manganeso 35 Cobre	µg/l Fe µg/l Mn µg/l Cu	50 20 100	200 50	A partir de los 3.000 µg/l pueden aparecer ya sabores astringentes, coloraciones y corrosiones.
36 Cinc	µg/l Zn	100		
		A la salida de las instalaciones de bombeo y/o de preparación y sus anexos 3.000 Después de 12 horas de estancación en la tubería y en el punto de suministro al consumidor		A partir de los 5.000 µg/l pueden aparecer ya sabores astringentes, una opalescencia y sedimentos granulosos.
		100 A la salida de las instalaciones de bombeo y/o de preparación y sus anexos 5.000 Después de 12 horas de estancación en la tubería y en el punto de suministro al consumidor		
37 Fósforo 38 Flúor	µg/l P ₂ O ₅ µg/l F 8-12 °C 25-30 °C	400	5.000 1.500 700	Concentración máxima admisible variable en función de la temperatura media de la zona geográfica considerada.
39 Cobalto 40 Materias en suspensión 41 Cloro resid. 42 Bario 43 Plata	µg/l Co µg/l Cl µg/l Ba µg/l Ag	Ausencia 100	 10	
				Véase artículo 8
				Cuando, en casos excepcionales, se utilice la plata en forma no sistemática para el tratamiento de las aguas, podrá aceptarse un valor de 80 µg/l para la concentración máxima admisible.

D. Parámetros relativos a sustancias tóxicas

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
44 Arsénico 45 Berilio 46 Cadmio 47 Cianuros 48 Cromo 49 Mercurio 50 Níquel 51 Plomo	µg/l As µg/l Be µg/l Cd µg/l CN µg/l Cr µg/l Hg µg/l Ni µg/l Pb		50 5 50 50 1 50 50 50 (en agua corriente)	Cuando se trate de tuberías de plomo, la concentración de plomo no debería ser superior a 50 µg/l en una muestra tomada después de haber dejado correr el agua. Cuando la muestra se ha tomado directamente o después de haber dejado correr el agua y si la concentración de plomo rebasa con frecuencia o sensiblemente la cifra de 100 µg/l, para reducir los riesgos de exposición del consumidor al plomo.
52 Antimonio 53 Selenio	µg/l Sb µg/l Se		10 10	

D. (Continuación)

Parámetros	Expresión de los resultados (1)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
54 Vanadio 55 Pesticidas y productos similares: • por sust. individuales. • en total	µg/l V µg/l		0,1 0,5	Se entiende por pesticidas y productos similares: — los insecticidas: • organoclorados persistentes, • organofosforados, • carbamatos — los herbicidas — los fungicidas — los PCB y PCT Sustancias de referencia: — fluoranteno, — benzo 3-4 fluoranteno — benzo 11-12 fluoranteno — benzo 3-4 pireno — benzo 1-12 perileno — indeno (1-2-3-cd) pireno
56 Hidrocarb. policíclicos aromáticos	µg/l		0,2	

E. Parámetros microbiológicos

Parámetros	Resultados: volumen de la muestra (en ml)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	
			Método de las membranas filtrantes	Método de los tubos múltiples (NPP)
57 Coliformes totales (1)	100	—	0	NPP < 1
58 Coliformes fecales	100	—	0	NPP < 1
59 Estreptococ. fecales	100	—	0	NPP < 1
60 Clostridium sulfito-reductores	20	—	—	NPP ≤ 1

Las aguas destinadas al consumo humano no deberán contener en ningún caso organismos patógenos. Con objeto de completar, en caso necesario, el examen microbiológico de las aguas destinadas al consumo humano, conviene investigar, además de los gérmenes que se indican en la tabla E, la presencia de gérmenes patógenos, en particular:

— Las Salmonellas. — Los estafilococos patógenos. — Los bacteriófagos fecales. — Los enterovirus.

Por otra parte, las aguas destinadas al consumo humano no deberán contener:

— Ni organismos parásitos. — Ni algas. — Ni otros elementos figurados (animálculos).

(1) A reserva de que se examine un número suficiente de muestras (95 % de resultados conformes).

Parámetros		Resultados: volumen de la muestra (en ml)	Nivel patrón	Concentración máxima admisible	Observaciones
61 Recuento de gérmenes totales en las aguas destinadas al consumo humano.	37 °C	1	10 (1) y (2)	—	
	22 °C	1	100 (1) y (2)	—	
62 Recuento de gérmenes totales en las aguas condición.	37 °C	1	5	20	
	22 °C	1	20	100	

En caso de que se cumplan las normas relativas a los parámetros 57, 58, 59 y 60 y en ausencia de gérmenes patógenos, los Estados miembros, bajo su responsabilidad, podrán condicionar para su uso interno aquellas aguas en las que el recuento de gérmenes totales supere los valores de concentración máxima admisible indicados para el parámetro 62. Los valores de la concentración máxima admisible deberán ser determinados dentro de las 12 horas siguientes al condicionamiento, manteniendo el agua de las muestras a una temperatura constante durante dicho período de 12 horas.

(1) En el caso de las aguas desinfectadas, los valores correspondientes deberán ser claramente inferiores en el punto de salida de la estación de tratamiento.

(2) Cualquier rebasamiento de estos valores que persista en el curso de análisis de muestras sucesivos deberá conducir a una verificación.

F. Concentración mínima requerida para las aguas destinadas al consumo humano y sometidas previamente a un tratamiento anticalcáreo

Parámetros	Expresión de los resultados	Concentración mínima requerida (aguas tratadas)	Observaciones
1 Dureza total 2 Concentrac. de iones hidrógeno	mg/l Ca pH	60	Calcio o cationes equivalentes
3 Alcalinidad 4 Oxígeno disuelto	mg/l HCO ₃	30	El agua no deberá ser agresiva

Nota:

— Las disposiciones relativas a la dureza, la concentración de iones hidrógeno, el oxígeno disuelto y el calcio se aplicarán igualmente a las aguas procedentes de un tratamiento de desalación.

— Si, como consecuencia de su excesiva dureza natural, el agua fuera sometida a un tratamiento anticalcáreo de acuerdo con las normas de la tabla F antes de ser destinada al consumo, su contenido de sodio podría ser superior en casos excepcionales a los valores que figuran en la columna de concentraciones máximas admisibles. Sin embargo, se procurará siempre mantener dicha concentración al nivel más bajo posible y no podrá hacerse caso omiso de los imperativos que exige la protección de la salud pública.

CUADRO VII.11.—CALIDAD DEL AGUA PARA DIFERENTES UTILIZACIONES
NORMAS U.S.A. (1)

Calidad del agua	Recreo y estética	ABASTECIMIENTO DE AGUAS		VIDA PISCICOLA Y VIDA ANIMAL LIBRE			AGRICULTURA		
		Permisible	Deseable	Organismos de aguas limpias	Vida libre	Organismos marinos estuarios	Abastecimientos de aguas para granjas	Animales	Riegos
Color, unidades		75	< 10	10 % de la luz penetra hasta el fondo	10 % de la luz penetra hasta 2 m				13 - 29°
Temperatura, °C	< 29°	< 29°	< 29°	28-35° Durante 6 h.					4.000
Coliformes fecales, n.º/100 ml.	2.000 - 200	2.000	20			35 - 200			
Alcalinidad (Co.Ca), p.p.m.		30 - 500	30 - 500	> 20	35 - 200				
Cloruros, p.p.m.		250	25						
Cromo exavalente, p.p.m.		0,05	Ausente				0,05	0,05	5 - 20
Cobre, p.p.m.		1,0	Ausente				1,0		0,2 - 5,0
Oxígeno disuelto, p.p.m.		> 3,0	Cerca de la saturación	> 4,0	Fondo aeróbico	- 4,0			
Dureza (Co.Ca), p.p.m.		300 - 500	60 - 120				0,3		
Hierro, p.p.m.		0,3	Virtualmente ausente						
Manganeso, p.p.m.		0,05	Ausente				0,05		2,0 - 20
Nitratos, p.p.m.		10,0 (N) Ind. NO ₃	Virtualmente ausente				45,0		
pH	5,0 - 9,0	6,0 - 8,5	50	6-9	7,0 - 9,2	6,5 - 8,5	6,0 - 8,5		4,5 - 9,0
Sulfatos, p.p.m.		250	200						
Sólidos totales disueltos, p.p.m.		500	0,04					10.000	0 - 5.000
Grasas y aceites (percloroformo), p.p.m.		0,15	Ausente						
Pesticidas, p.p.m.		0,001 - 0,1		Varia con el organismo	Varia con el organismo	Varia con el organismo	500 - 5.000 0,0001 - 0,02		
Fenol, p.p.m.		0,001	Ausente						
Radioactividad beta, µµc/litro		1.000	100	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Cianuros, p.p.m.		0,20	Ausente	10 - 50			0,20		
Turbidez, p.p.m.			Virtualmente ausente						

(1) Estas y las siguientes Normas americanas, según la traducción de MARTINEZ DE BASCARAN, en Nenerow, 1977.

3.2.4. Interpretación de los parámetros de la calidad considerados aisladamente

Aunque la tendencia general apunta a la utilización de índices compuestos (33) que combinen valores de diversos parámetros, la fuerte interdependencia que existe entre muchos de éstos hace que su consideración aislada pueda tener un significado directo; en algunas ocasiones, además, sólo será preciso conocer el valor de alguno de

ellos en relación con una actividad concreta. Y, sobre todo, hay que tener presente la distinción, ya indicada, entre los estudios de impactos y los estudios del medio físico: en éstos es otro el planteamiento; en general, no puede pensarse en determinaciones cuantitativas prolongadas en el tiempo y en el espacio, y resulta más operativo contar con la ayuda de clasificaciones e interpretaciones como las que se transcriben a continuación para algunos de los parámetros más importantes.

CUADRO VII.12.—DUREZA
(NISBET y VERNEAUX, 1970)

D: Dureza	Clase	Interpretación	Localización
D < 10	1	Aguas muy pobres, poco piscícolas (oligotrofia).	Rocas eruptivas de macizos antiguos. Cursos de agua con sustrato silíceo.
10 < D < 20	2	Productividad débil.	Límites y prolongaciones de las zonas anteriores.
20 < D < 40	3	Productividad mediocre.	Zona intermedia.
40 < D < 80	4	Productividad media.	Zona superior de cursos de agua con sustrato sedimentario. Regiones calizas.
80 < D < 110	5	Aguas piscícolas típicas muy productivas (eutrofia).	Zonas inferiores de los grandes ríos de llanura.
110 < D < 150	6	Aguas duras.	
D > 150	7	Aguas incrustantes muy duras (con frecuencia, magnésicas).	Cursos de agua enriquecidos por aportes laterales o el paso por capas salinas. Aguas contaminadas.

CUADRO VII.13.—pH
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

pH	Clase	Interpretación	Localización
pH < 5	1	Acidez fuerte.	Manantiales y arroyos superiores de regiones graníticas, de turberas o forestales.
5 < pH < 6	2	Acidez media.	Mayoría de las aguas piscícolas; regiones calcáreas.
6 < pH < 7	3	Acidez débil.	
7 < pH < 7,5	4	Neutra.	
7,5 < pH < 8	5	Alcalinidad débil.	Zonas inferiores de las redes; aguas cerradas o asimiladas; concentraciones verticales en aguas quietas.
8 < pH < 9	6	Alcalinidad media.	
pH > 9	7	Alcalinidad fuerte.	Aguas poco piscícolas o de valores transitorios. Concentraciones vegetales en facies lénticas.

CUADRO VII.14.—ALCALINIDAD TOTAL
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Alcalinidad total $T = \text{HCO}_3^-$ (mg/l)	Clase	Interpretación	Localización
$T < 25$	1	Alcalinidad excesivamente débil. Aguas muy poco productivas.	Lagos de alta montaña, aguas periglaciares, tramos superiores de los ríos en regiones de sustrato ácido.
$25 < T < 50$	2	Alcalinidad muy débil. Aguas dulces poco productivas.	Curso superior y medio de ríos de sustrato ácido.
$50 < T < 100$	3	Alcalinidad débil.	Inmediaciones de macizos cristalinos.
$100 < T < 150$	4		Curso inferior de los ríos anteriores. Tramos superiores de cursos de agua en regiones calizas.
$150 < T < 250$	5	Alcalinidad media. Aguas muy productivas.	Ríos de llanura. Zonas media e inferior de cursos de agua en regiones calizas.
$250 < T < 350$	6	Alcalinidad fuerte.	Ríos contaminados.
$T > 350$	7	Alcalinidad muy fuerte.	Muchos cursos de agua contaminados.

CUADRO VII.15.—CLOROS Y CLORUROS
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Cloros y cloruros	Clase	Interpretación y localización
$\text{Cl}^- < 2$	1	Zonas superiores de las redes fluviales y aguas carentes de contaminación en orden de grado de mineralización creciente.
$2 < \text{Cl}^- < 5$	2	
$5 < \text{Cl}^- < 10$	3	
$10 < \text{Cl}^- < 20$	4	Cursos de agua de premontaña en regiones calizas; ríos de llanura.
$20 < \text{Cl}^- < 50$	5	Cursos de agua particulares, contenidos locales y aguas más o menos contaminadas.
$50 < \text{Cl}^- < 100$	6	

CUADRO VII.16.—FOSFATOS
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Fosfatos $P = \text{PO}_4 =$ (mg/l)	Clase	Interpretación y localización
$P < 10$	1	Aguas muy poco productivas. Lagos oligotróficos y tramo superior de las redes fluviales.
$10 < P < 50$	2	Aguas poco productivas. Continuación de los cursos de agua de la clase anterior.
$50 < P < 150$	3	Productividad media.
$150 < P < 300$	4	Gran productividad. Ríos de premontaña y llanura. Eutrofia.
$300 < P < 500$	5	Cursos de agua contaminados.
$P > 500$	6	Aguas claramente contaminadas o muy eutróficas.

CUADRO VII.17.—SULFATOS
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Sulfatos $S = \text{SO}_4 =$ (mg/l)	Clase	Interpretación y localización
$S < 10$	1	Situación normal.
$10 < S < 20$	2	
$20 < S < 40$	3	
$40 < S < 60$	4	Situación especial: aguas contaminadas o selenitosas.
$60 < S < 120$	5	
$120 < S < 250$	6	Limite de potabilidad; aguas muy selenitosas o muy contaminadas.
$S > 250$	7	

CUADRO VII.18.—NITRITOS
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Nitritos $N = \text{NO}_2^-$ (mg/l)	Clase	Situación
$N < 0,01$	1	Aguas puras o autodepuración activa.
$N < 0,1$	2	Amenaza de contaminación, perturbación del ciclo del N.
$N < 1$	3	Contaminación sensible.
$N > 1$	4	Estado crítico de contaminación.

CUADRO VII.19.—NITROGENO AMONICAL
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Nitrógeno amoniacal $\text{NH}=\text{NH}_4^-$ (mg/l)	Clase	Situación
$\text{NH} < 0,01$. . .	1	Situación normal o dudosa.
$0,01 < \text{NH} < 1$. . .	2	Contaminación sensible.
$\text{NH} > 1$. . .	3	Contaminación crítica.

CUADRO VII.20.—SOLIDOS EN SUSPENSION
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

Sólidos en suspensión	Clase	Localización
$S < 10$	1	Zonas superiores de las redes fluviales: fuentes, arroyos y algunos ríos de truchas y ciprínidos. Situación muy buena.
$10 < S < 25$	2	Zonas superiores y medias de los cursos de agua de montaña y premontaña: numerosos ríos con truchas y ciprínidos. Situación normal.
$25 < S < 50$	3	Zonas medias e inferiores de ciertos ríos de premontaña y llanura. Buena situación.
$50 < S < 75$	4	Zonas inferiores de algunos grandes ríos: ríos sobre terrenos arcillosos. Buena situación.
$75 < S < 150$	5	Ciertos ríos de montaña en período de estiaje. Ríos contaminados. Situación media.
$150 < S < 300$	6	Ciertos torrentes de montaña y ríos contaminados. Situación mediocre.
$300 < S < 500$ $S > 500$	7	Raro en estado natural. Cursos de agua particulares y zonas muy contaminadas. Situación anormal. Productividad piscícola muy pequeña.

3.2.4.1. La utilización de sensores remotos

El empleo de estas técnicas puede ser útil en los estudios de la calidad del agua, desde dos puntos de vista: localización de fuentes contaminantes y detección del nivel de contaminación.

Las fuentes puntuales de contaminación son inmediatamente detectables y su control ha recibido especial atención en los últimos años. Las fuentes no puntuales geográficamente dispersas, como áreas residenciales y zonas agrícolas o forestales, contribuyen también de manera impor-

CUADRO VII.21.— DBO_5
(NISBET Y VERNEAUX, 1970)

DBO_5 a 20° C (mg/l)	Clase	Situación
$\text{DBO} < 1$	1	Situación normal.
$1 < \text{DBO} < 3$	2	Situación aceptable.
$3 < \text{DBO} < 6$	3	Situación dudosa.
$\text{DBO} > 6$	4	Situación anormal.

tante a la contaminación de los cursos y masas de agua. El conocimiento de la distribución de usos del suelo que proporciona la teledetección ayudará, por tanto, al control y reglamentación de las fuentes no puntuales.

Algunos de los parámetros que definen la calidad del agua son detectables mediante sensores, ya que la contaminación y la eutrofización alteran las propiedades ópticas del agua.

3.2.5. Capacidad de autodepuración

La capacidad de autodepuración es una importante cualidad de los cursos y masas de agua; cuando éstos reciben vertidos contaminantes, entra en juego una actividad biológica, combinada con acciones químicas, que tiende a transformar los materiales oxidables o putrescibles en materiales oxidados estables y que, por lo tanto, consume el oxígeno disuelto en el agua. Por otro lado, el oxígeno así consumido puede ser reemplazado por la fotosíntesis de las plantas acuáticas y por la disolución del oxígeno atmosférico. La combinación de ambos procesos proporciona el déficit neto de oxígeno.

Para calcular el déficit, como medida de la capacidad de autodepuración, se utilizan diversas fórmulas que requieren la medición de distintos parámetros:

CEBEDEAU (1966).
CHURCHILL y cols. (1962).
O'CONNOR y DOBBINS (1956).
STREETER-PHELPS (1956).
THOMAS (1948).

El diseño de modelos relativos a la calidad del agua y una profundización en el modelo de STREETER-PHELPS pueden encontrarse en RINALDI y cols. (1979).

La complejidad de estas fórmulas y la dificultad de su cálculo hace aconsejable el recurso a otros procedimientos más asequibles y en consonancia con la índole general de los estudios del medio físico. Entre ellos pueden resultar útiles las tablas siguientes que incluyen valores de re-oxigenación y de autodepuración para seis tipos de cursos o masas de agua.

3.2.6. Caudales ecológicos

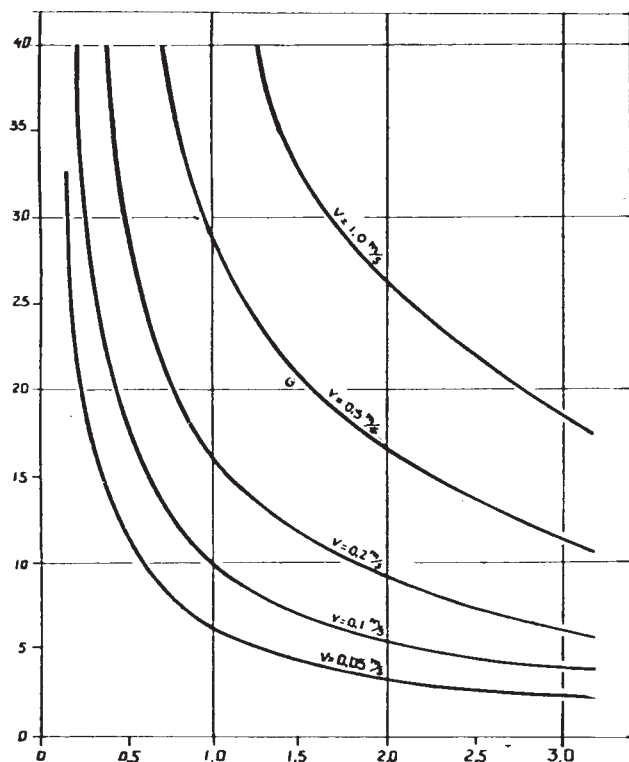
Al volumen de agua por unidad de tiempo necesario en un curso fluvial para garantizar la conservación de los ecosistemas fluviales actuales se le denomina *caudal ecológico*.

Existen dos líneas metodológicas para su de-

CUADRO VII.22.—VALORES MEDIOS DE RE-OXIGENACION, EN gr/m²/día
(IMHOFF, en VAILLANT, 1973)

Grado de saturación (%)	100	80	60	40	20	0
Laguna	0	0,3	0,6	0,9	1,2	1,5
Lago	0	1,0	1,9	2,9	3,8	4,8
Curso de agua lento	0	1,3	2,7	4,0	5,4	6,7
Río importante	0	1,9	3,8	5,8	7,6	9,6
Curso de agua rápido	0	3,1	6,2	9,3	12,4	15,5
Torrente	0	9,6	19,2	28,8	38,4	48

FIGURA VII.5.—ABSORCION DE OXIGENO A TRAVES DE LA SUPERFICIE DEL AGUA EN FUNCION DE LA VELOCIDAD DE LA CORRIENTE Y DEL CALADO DEL AGUA (A 20° y con 100 por 100 de déficit)



Como es sabido, la contaminación afecta marcadamente a la distribución y abundancia de animales y plantas. De aquí, que pueda llegarse a una clasificación a partir de la macrofauna acuática y de las plantas.

CUADRO VII.23.—CONSTANTE DE AUTODEPURACION

	Valor a 20° C	Corrección de la constante según la temperatura
Laguna	0,5 - 1	5° 1,58
Lago	1 - 1,5	10° 1,35
Curso de agua lento	1,5 - 2	15° 1,15
Río importante	2 - 3	20° 1
Curso de agua rápido	3 - 5	25° 0,86
Torrente	5 - 25	30° 0,74

La constante de autodepuración es el cociente entre la absorción de oxígeno por el agua y la demanda de oxígeno, medidas ambas en mg/l/día. Varía, lógicamente, con la temperatura.

terminación, las que fijan los caudales mínimos a través de fórmulas o relaciones porcentuales (TEUNAT, 1976) y los métodos basados en el estudio de las características del cauce.

Dentro de este segundo grupo se pueden citar los métodos del perímetro mojado (ROSSE, 1976), de BOREE (1978) y FLECKINGER (1980).

El método de BOREE (PHABSIN, Physical Habitat Simulation) se fundamenta en la caracterización del hábitat a través de unas curvas que representan

CUADRO VII.24.—CICLO BIOLÓGICO DE LA AUTODEPURACIÓN DE UN RÍO CONTAMINADO
(CAMPBELL, en VAILLANT, 1973)

Plantas	Agua	Animales
Algas azules y verdes.	No contaminada.	Los peces se reúnen cerca del punto de vertido.
A medida que disminuye la cantidad de oxígeno disuelto, desaparecerán las plantas verdes y aumentan las bacterias.	Vertido de agua contaminada.	Colonias de ciliados.
Se forman sobre el fondo masas grises de hongos.	Mezcla; el agua se enturbia y toma color gris, se forman depósitos que entran rápidamente en descomposición.	Gusanos tubífex; su presencia indica condición límite de vida para los peces.
Abundancia de bacterias; las anaerobias tienden a reemplazar en la zona más activa a las aerobias.	El oxígeno se rarifica y el dióxido de carbono se hace más abundante.	Protozoos y larvas reemplazan a los gusanos tubífex. Peces ausentes.
Hongos ausentes.	Descomposición activa de la materia orgánica (en condiciones anaerobias, si la contaminación es fuerte).	Peces ausentes.
Plantas verdes ausentes, salvo en la última parte de esta zona.	Zona séptica.	Reaparecen los tubífex.
Las bacterias abundan menos.	Zona séptica.	Protozoos, rotíferos y crustáceos.
Algas azules y verdes.	Crece el oxígeno disuelto.	Diatomeas, moluscos sobre las plantas.
Algas verdes.	Fin de la auto-depuración en fase aerobia.	Peces, rotíferos, crustáceos, larvas.
Desarrollo de plantas acuáticas.	Los lodos toman color oscuro.	
Las plantas verdes pueden desarrollarse abundantemente.	Agua depurada naturalmente.	

el comportamiento de la fauna acuática. FLECKINGER estudia los caudales y las velocidades en cada tramo, fijando el caudal mínimo como aquel que permite una adecuada repartición en cada tramo de las distintas zonas de remanso y corriente.

La legislación de la Comunidad Autónoma del Principado de Asturias establece tres niveles de protección en función del valor; Q347 que es el caudal medio que anualmente es alcanzado o superado 347 días:

1. Nivel de protección base I: el caudal a mantener es el mayor de los resultantes al aplicar las siguientes fórmulas:

$$Q_{ec} = 0.35 Q(347)$$

$$Q_{ec} = 15 Q(347) / (\ln(Q(347)))^2$$

$$Q_{ec} = 0.25 Q(347) + 75$$

2. Nivel de protección medio II: es el caudal correspondiente al nivel base I incrementado en 2 l/s/km² de cuenca aprovechada.

3. Nivel de protección máximo III: es el caudal

correspondiente al nivel base I incrementado en 4 l/s/km² de cuenca aprovechada.

La legislación suiza establece el caudal residual mínimo basándose en el Q347:

— Caudal Q347 menor o igual a 60 l/s y por cada 10 l/s suplementarios	50 l/s 8 l/s
— Caudal Q347 hasta 160 l/s y por cada 10 l/s suplementarios	130 l/s 4,4 l/s
— Caudal Q347 hasta 500 l/s y por cada 100 l/s suplementarios	280 l/s 31 l/s
— Caudal Q347 hasta 2.400 l/s y por cada 100 l/s suplementarios	900 l/s 21,3 l/s
— Caudal Q347 hasta 10.000 l/s y por cada 1.000 l/s suplementarios	2.500 l/s 150 l/s
— Caudal Q347 hasta 60.000 l/s	10.000 l/s

Esta legislación establece también una serie de considerandos por los que hay que incrementar los caudales de acuerdo con la tabla anterior. En-

tre estos considerandos cabe destacar la obligatoriedad de garantizar la profundidad necesaria para la libre migración de peces.

3.3. INDICES COMPUESTOS

Estos índices pretenden proporcionar un valor global de la calidad del agua en cuanto incorporan los valores individuales de una serie de parámetros.

Son muchas las expresiones que se les han dado y muchas también las discusiones que su empleo ha originado. Como antes se ha apuntado (3.2.), tienen limitaciones evidentes y, además, la toma de datos que implican es sumamente laboriosa; no obstante, su utilidad es grande y, al dar valores numéricos a los índices, permiten llegar inmediatamente a clasificaciones.

El proceso general para la definición de estos índices pasa por las siguientes etapas:

- Selección de parámetros significativos, que se lleva a cabo por un grupo de especialistas. Los parámetros escogidos no son necesariamente siempre los mismos; los caracteres del medio físico concreto que se pretende estudiar, y la finalidad del estudio, serán factores importantes a la hora de determinar cuáles son los parámetros a inventariar.
- Clasificación de los valores que toma cada parámetro, en una escala de calidad. Para ello, cabe apoyarse en las clasificaciones dadas en el apartado 3.2.2. o establecer nuevas clasificaciones *ad casum*.
- Importancia de cada uno de los parámetros y consiguiente asignación de pesos. El procedimiento habitualmente seguido es el mismo: recurrir a la opinión de especialistas. La utilización de escalas ordinales, que se tratará en la segunda parte de este estudio, puede ayudar a la determinación de los pesos con que cada parámetro debe intervenir en el índice.
- Formulación del índice. En general, toma la forma de suma ponderada de los valores de cada parámetro por el peso asignado a éstos. Algunas fórmulas, como la de JANARDAN y SCHAEFFER (1975), introducen importantes variaciones en el proceso y la formulación, para obviar los inconvenientes de las estimaciones subjetivas. Otros índices, como el de las saprobias, utilizan paralelismos entre parámetros físico-químicos y bióticos.

3.3.1. Índice de calidad del agua (WQI, Water Quality Index (National Sanitation Foundation, USA, 1970))

El índice consiste en una suma ponderada

$$WQI = \sum_{i=1}^n w_i q_i$$

donde WQI es un número entre 0 y 100; q_i , calidad del parámetro i , un número entre 0 y 100; w_i , peso asignado al parámetro i , un número entre 0 y 1; n , número de parámetros.

La selección de parámetros, curvas de calidad y pesos se lleva a cabo por el método DELPHI, desarrollado con personas expertas en calidad del agua.

Los parámetros seleccionados son:

Oxígeno disuelto.	Fosfatos
Coliformes fecales.	Temperatura.
pH.	Turbidez.
DBO ₅ .	Sólidos totales.
Nitratos.	Elementos tóxicos.
Pesticidas.	

Los nueve primeros son, propiamente, parámetros; los elementos tóxicos y los pesticidas se consideran aparte. Cuando cualquier elemento tóxico o pesticida excede ciertos límites máximos, el índice es automáticamente 0.

Igualmente, a partir de la opinión de los expertos, se diseñan las curvas de calidad y los pesos. En el cálculo de 1970, con intervención de 74 personas, la convergencia fue buena para algunos parámetros y poco satisfactoria para otros.

3.3.2. Índice de calidad del agua, ICA (MARTINEZ DE BASCARAN, 1979)

Parámetro del índice:

1. pH medido en unidades.
2. Conductividad media en μmHos .
3. Oxígeno disuelto, medido en tanto por ciento de saturación.
4. Consumo de permanganato, medido en mg/l.
5. Coliformes, medido en colonias por cm^3 .
6. Amoníaco, medido en p.p.m.
7. Salinidad, medida en cloruros en p.p.m.
8. Temperatura medida en $^{\circ}\text{C}$.

9. Detergente.
10. Impurificación aparente.

(El término impurificación aparente se refiere a las condiciones que son ofensivas a la vista o al olfato, y afectan al aspecto del río.)

Valor asignado a los parámetros:

Se establecen escalas variables de 0 a 100 que permiten obtener valores a partir de los resultados obtenidos en los análisis.

Peso de los parámetros, indicados de acuerdo con su importancia en los criterios normales de calidad:

Valor máximo de 4: Detergentes, conductividad, oxígeno disuelto.

Valor medio de 3: Coliformes, amoníaco, consumo de permanganato.

Valor mínimo de 1: Cloruros, pH.

Obtenidos estos valores se aplica la fórmula:

$$I.C.A. = \frac{\sum C_i P_i}{\sum C_i} \cdot k$$

C_i = Valor obtenido del análisis.

P_i = Peso del parámetro.

k = Constante que varía de 1 a 0,25, según la contaminación aparente del agua, definida de la siguiente forma:

- a) Si se trata de aguas claras sin aparente contaminación.
- b) Si las aguas tienen ligero color con espumas y ligera turbiedad aparentemente no natural.
- c) Si las aguas tienen apariencia de estar contaminadas y fuerte olor.
- d) Cuando las aguas sean negras, presentando fermentaciones y olores.

Dicha fórmula permite obtener un valor variable de 0 a 100 como I.C.A. y define la situación de forma que si el agua es buena, su valor será próximo a 100, y cuanto peor sea, más bajo será dicho número.

3.3.3. Índice de JANARDAN y SCHAEFFER (1975)

El procedimiento para obtener este índice es el siguiente:

- Se ordenan los datos tomados para cada parámetro.
- Se incluye entre los valores un estándar o norma legal para cada parámetro.
- Se calculan los valores Z_{ij} de cada dato j del parámetro i según la fórmula

$$Z_{ij} = (R_{ij} - R_{ic}) / S_{ri}$$

R_{ij} = Número de orden del dato j , parámetro i .

R_{ic} = Número de orden del estándar introducido, parámetro i .

S_{ri} = Desviación típica del conjunto de los R_{ij} .

- Se calcula el índice P_1 por la fórmula:

$$P_1 = \frac{1}{b} \left(\frac{S}{T + S} \right)^{1/2}$$

donde

$$S = \sum_{i=1}^p \sum_{j=1}^{n_i} Z_{ij}^2 ; \quad T = \sum_{i=1}^p \sum_{j=1}^{n_i} R_{ij}$$

p = Número de parámetros.

n_i = Número de datos, parámetro i .

$$b = \left(\frac{2 \sum n_i^2}{3 \sum n_i^2 + \sum n_i - 2p} \right)^{1/2}$$

P_1 varía entre 0 (mejor calidad) y 1 (peor calidad).

3.3.4. Índice de NEMEROW (1977)

El índice PI se define como

$$PI = \sum_{j=1}^n W_j PI_j$$

donde

$$\sum_{j=1}^n W_j = 1.$$

W_j = Peso dado al uso j .

$j = 1$ = Uso humano, contacto.

$j = 2$ = Contacto indirecto.

$j = 3$ = Contacto remoto.

$$P_{ij} = \frac{(\text{máx. } C_i/L_{ij})^2 + \text{media } (C_i/L_{ij})^2}{2}$$

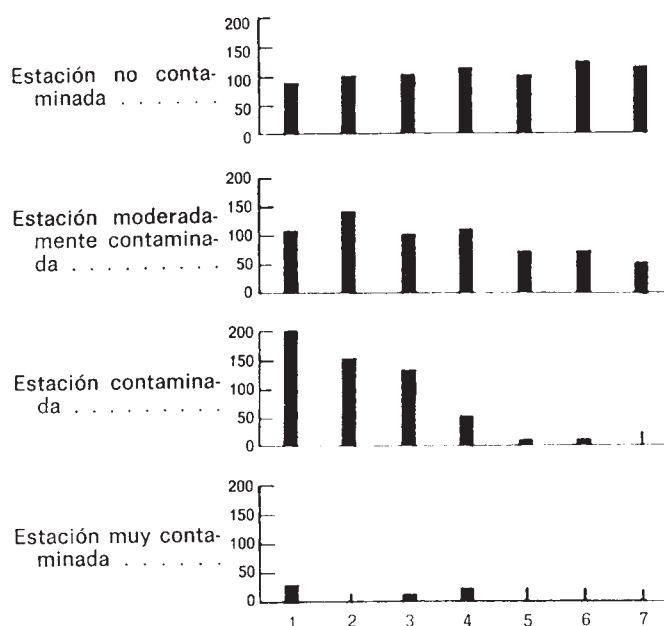
C_i = Valor del tipo i del parámetro K .

L_{ij} = Valor del tipo i del parámetro K para el uso j .

3.4. INDICES BIOTICOS

La contaminación orgánica puede afectar en gran manera a la abundancia y distribución de animales y plantas en el medio acuático, ya que algunas especies son más tolerantes que otras. Así se refleja en la Figura VII.6.

FIGURA VII.6.—ESTRUCTURACION DE POBLACION DE LA COMUNIDAD ACUATICA BAJO DIFERENTES GRADOS DE CONTAMINACION
(CAIRNS y LANZA, 1972)



- Columna 1. Especies de diatomeas, algas verdiazules y algas verdes tolerantes de la contaminación (4 especies = 100 por 100).
- Columna 2. Oligoquetos, Hirudinidae, caracoles pulmonados (6 especies = 100 por 100).
- Columna 3. Protozoos (41 especies = 100 por 100).
- Columna 4. Diatomeas, algas rojas, algas verdes no incluidas en la columna 1 (81 especies = 100 por 100).
- Columna 5. Caracoles prosobranquios, gusanos tunica-dos y unos pocos grupos más pequeños (11 especies = 100 por 100).
- Columna 6. Crustáceos e insectos (47 especies = 100 por 100).
- Columna 7. Peces (20 especies = 100 por 100).

Este hecho explica que se hayan diseñado numerosos índices bióticos para llegar a clasificar los tramos de los ríos. Si en teoría sería conveniente analizar el conjunto del ecosistema acuático, en la práctica el análisis se limita a dos grandes grupos de organismos, que por sí solos proporcionan información suficiente sobre la calidad: los macroinvertebrados y las algas (ver PESSON, 1979). Los macroinvertebrados han recibido especial atención, en tanto reflejan el grado total de contaminación, son relativamente fáciles de identificar y no tienen la capacidad de desplazamiento que poseen los peces. La contaminación tiende a restringir la variedad de estos organismos, aunque las especies tolerantes pueden persistir en gran número. Ciertos grupos taxonómicos tienden a desaparecer paulatinamente en un cierto orden cronológico y resultan así claves para la clasificación.

3.4.1. Tipos de índices bióticos

Los índices utilizados para medir la calidad de las aguas dulces pueden dividirse en dos grandes grupos: índices de contaminación e índices relacionados con la estructura de la comunidad. Este último grupo no se refiere necesariamente sólo al agua, y puede subdividirse en: índices tróficos, taxonómicos, de diversidad y comparativos.

Índices de contaminación

Casi todos derivan de la observación de la progresiva pérdida de componentes animales que el ecosistema acuático sufre al crecer la carga contaminante.

Índices tróficos

Basados en la proporción de especies de cada nivel trófico.

Índices taxonómicos

Basados en la composición taxonómica de la comunidad.

Índices de diversidad

Se basan en los cambios de estructura que las comunidades pueden sufrir a causa de alteraciones del medio. Su interpretación puede ser difícil: mientras la diversidad alta está claramente relacionada con la calidad del agua, no ocurre lo mismo

mo con la diversidad baja, que puede deberse a otras causas (ARCHIBALD, 1972).

Indices comparativos

Estos índices pretenden detectar los cambios en la calidad del agua a partir de la com-

paración de dos o más poblaciones o comunidades.

Se han diseñado numerosos índices en cada uno de los grupos. Los más conocidos y utilizados se dan a continuación.

INDICES DE CONTAMINACION

$$1. I = \frac{N-N'}{N} \cdot 100$$

KOTHÉ (1962). Intervalo: $-\infty$, 100

N = Número de especies aguas arriba.

N' = Número de especies aguas abajo.

$$2. I = \frac{N-N'}{N} \cdot 100$$

HELLAWELL (1987). Intervalo: 0,100.

N' = Número de especies $\in N$, no presentes aguas abajo.

$$3. I = \frac{\sum (o + \beta)}{\sum (o + \alpha + \beta + \rho)} \cdot 100$$

KNOPP (1954). Intervalo: 0,1.

Número de especies en las clases saprobias:

O = oligo; β = beta-meso; α = alfa-meso; P = polisaprobia.

(Ver 3.5.2., Sistema de las saprobias).

$$4. I = \frac{\sum sh}{\sum h}$$

PANTLE y BUCK (1955). Intervalo: 1,4.

s = Grado de saprobiedad: oligo = 1; poli = 4; h ., abundancia;

1, raro; 3, frecuente; 5, abundante.

$I < 1,5$: Contaminación muy leve.

1,5 - 2,5: Contaminación moderada.

2,5-3,5 : Contaminación fuerte.

$I > 3,5$: Contaminación muy fuerte.

$$5. I = 2 C_1 + C_2$$

BECK (1954). Intervalo: 0, ∞

C_1 = Número de especies de macroinvertebrados intolerantes.

C_2 = Número de especies de macroinvertebrados tolerantes de una moderada contaminación orgánica.

6. Índice biótico utilizado por el Trent Board River (Gran Bretaña) (WOODIWISS, 1964):

Organismos en orden de tendencia a desaparecer cuando crece la contaminación	Número de especies	INDICE BIOTICO				
		Número total de grupos presentes				
		0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 +
Limpio:						
Ninfas de Plecóptera presentes	Más de una	—	7	8	9	10
	Una	—	6	7	8	9
Ninfas de Ephemeroptera presentes	Más de una *	—	6	7	8	9
	Una *	—	5	6	7	8
Larvas de Trichoptera presentes	Más de una	—	5	6	7	8
	Una	4	4	5	6	7
Gammarus presentes	Especies anteriores, ausentes	3	4	5	6	7
Asellus presentes	Especies anteriores, ausentes	2	3	4	5	6
Gusanos Tubifex y/o larvas de Chironomidae presentes	Especies anteriores, ausentes	1	2	3	4	—
Todos los tipos anteriores ausentes	Organismos que no requieren O_2 disuelto, quizás presentes	0	1	2	—	—

Contaminado.

* Excepto Baetis rhodani.

Variación del índice: 0 (más contaminado); 10 (menos contaminado).

El término grupo, a efectos de este índice, se refiere a cualquiera de las especies incluidas en la siguiente lista de organismos o conjuntos de organismos:

Cada especie conocida de Platelminfos. Annelida, excepto género Nais. Género Nais. Cada especie conocida de Hirudinea. Cada especie conocida de Mollusca. Cada especie conocida de Crustácea. Cada especie conocida de Plecóptera. Cada especie conocida de Ephemeroptera, excepto Baetis rhodani. Cada familia de Trichóptera. Cada especie de larvas de Neuroptera. Familia de Chironomidae, excepto Chironomus thummi. Chironomus thummi. Familia Simuliidae. Cada especie conocida de otras larvas de mosca. Cada especie conocida de Coleóptera. Cada especie conocida de Hydracarina.

Ampliación del Índice biótico de Trent (WOODIWISS, 1964)

Nivel del índice en la expresión (Inicial)	INDICE BIOTICO				
	Número total de grupos presentes				
	21-25	26-27	31-35	36-40	41-45
1	11	12	13	14	15
2	10	11	12	13	14
3	10	11	12	13	14
4	9	10	11	12	13
5	9	10	11	12	13
6	8	9	10	11	12
7	8	9	10	11	12
8	7	8	9	10	11
9	6	7	8	9	10
10	—	—	—	—	—

Nota: Tras la publicación del índice se formularon algunas críticas sobre su intervalo de variación, que lo estimaban corto en los valores altos. Con esta ampliación se trató de superar el inconveniente extendiendo el intervalo desde 0 hasta 15.

7. Cuadro para la determinación de los índices bióticos (TUFFERY y VERNEAUX, 1967)

I Grupos faunísticos			II Unidades sistemáticas		INDICE BIOTICO				
					Número total de unidades sistemáticas presentes				
					0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 y más
1. Plecópteros o Ecdionúridos	1	Más de una	...	...	—	7	8	9	10
	2	Una	...	...	5	6	7	8	9
2. Tricópteros tunicados	1	Más de una	...	...	—	6	7	8	9
	2	Una	...	...	5	5	6	7	8
3. Ancílidos Efemerópteros, salvo Ecdionúridos	1	Más de dos	...	...	—	5	6	7	8
	2	Dos o menos de dos	...	...	3	4	5	6	7
4. Aphelocheirus Odonatos, Gamáridos, Moluscos, excepto Esféricos	0	Ausentes todas las U.S. anteriores	...	...	3	4	5	6	7
5. Asellus, Hirudíneos, Esféricos, Hemípteros (s.) Aphelocheirus	0	Ausentes todas las U.S. anteriores	...	...	2	3	4	5	—
6. Tubificidos o Quironómidos y grupos Thumniplumosus	0	Ausentes todas las U.S. anteriores	...	...	1	2	3	—	—
7. Eristalinidos	0	Ausentes todas las U.S. anteriores	...	...	0	1	1	—	—

NIVEL DE LAS UNIDADES SISTEMATICAS

Ordenes		Ordenes	
Plecópteros	Género	Crustáceos	Familia
Tricópteros	Familia	Megalópteros	Género
Efemerópteros	Género	Hemípteros	Género
Odonatos	Género	Dipteros	Familia
Coleópteros	Familia	Planáridos	Género
Moluscos	Género	Hirudíneos	Género
		Oligoquetos	Familia

7 bis. Adecuación del Índice de TUFFERY y VERNEAUX (TUFFERY y DAVAINÉ, 1970)

GRUPOS		VALOR DEL INDICE									
		Número total de grupos sistemáticos									
		1 - 2	3 - 5	6 - 10	11 - 15	16 y más					
Plecóptera (P)	Los tres órdenes presentes P y E o T E y T T y/o E (Baetidae) solos	—	7	8	9	10					
Ephemeroptera (E)		5	6	7	8	9					
Trichoptera (T)		5	5	7	8	9					
		5	5	6	7	8					
GRUPOS ANTERIORES AUSENTES											
Amphipoda	Gammaridae (Presentes)						4	5	6	6	7
Odonata	Gammaridae (Ausentes)						2	3	4	5	5
Mollusca (Limmnea)											
Sanguijuelas											
GRUPOS ANTERIORES AUSENTES											
Asellidae, Tubificidae, Chironomidae							1	2	3	4	—

8. Calidad del agua (Irlanda, 1970)

CLASIFICACION DE GRUPOS TAXONOMICOS RESPECTO A SU TOLERANCIA A LA CONTAMINACION

Tolerancia a la contaminación	GRUPOS
A. Sensibles	Plecoptera (salvo Leuctra), Ecdyonuridae, Ephemeridae, otros Ephemeroptera (salvo Caenis , Baetis rhodani , Cloeon y Ephemerella), Glossosomatidae.
B. Menos sensible	Leuctra , Caenis , Baetis rhodani , Cloeon , Ephemerella , Hydropsichidae y otros no tunicados, tunicados (salvo Glossosomatidae), Gammarus , Elminthidae, Gastropoda (salvo Limnaea).
C. Tolerantes relativamente	Asellus, Sialis, Hirudinea, Sphaeriidae, Limnaea , Chironomidae (salvo Chironomus), Haliplidae.
D. Tolerantes	Oligochaeta (en especial, Tubificidae), Chironomus .

CLASIFICACION DE LA CALIDAD DEL AGUA SEGUN LA PRESENCIA DE LOS GRUPOS TAXONOMICOS

Calidad	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D
Buena	Todos o algunos, numerosos.	Pueden ser numerosos.	Normalmente dispersos.	
Aceptable	La mayor parte o todos raros o ausentes.	Dominante.	Pueden estar bien representados.	
Dudosa	Ausente.	Bien representado.	Bien representado. Quizás dominante.	Puede ser numeroso.
Baja	Ausente.	Raro.	Dominante.	Puede ser numeroso.
Mala	Casi siempre ausentes.		Puede estar bien representado.	Dominante.
Posible contaminación tóxica	Esta denominación puede darse con cualquiera de las anteriores.			

INDICES TROFICOS Y TAXONOMICOS (mayores valores del índice implican mayor calidad).

$$9. I = \frac{2P}{R + C}$$

GABRIEL (1946).

P = Número de individuos productores.

R = Número de individuos reductores.

C = Número de individuos consumidores.

$$10. I = \frac{H + D + P}{2C}$$

GARCIA DE JALON (1979).

H = Número de especies de herbívoros.

D = Número de especies de detritívoros.

P = Número de especies de predadores.

C = Número de especies de colectores.

$$11. I = \frac{P}{E}$$

GARCIA DE JALON (1979)

P = Número de especies de Plecoptera.

E = Número de especies de Ephemeroptera.

Este índice mide la pureza: potabilidad, transparencia, salubridad.

$$12. I = \frac{P + T}{E}$$

GARCIA DE JALON (1979).

T = Número de especies de Trichoptera.

El número mide la calidad en sentido amplio.

INDICES DE DIVERSIDAD

$$13. I = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

MENHINICK (1964). Intervalo: 0-1.

S = Número de especies.

N = Número de individuos.

$$14. I = \frac{S - 1}{I_n N}$$

$$I = \frac{1}{N} (I_2 N! - \sum_1^s I_2 n_i !)$$

MARGALEF (1951 y 1956). Intervalo: 0-∞.

n_i = Número de individuos en la especie i .

$$15. I = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$$

SIMPSON (1949). Intervalo: 0-1.

n_i = Número de individuos en la especie i .

N = Número total de individuos.

$$16. I = - \sum_1^s p I_2 p$$

SHANNON (1948). Intervalo: 0 - ∞.

$$p = \frac{n_i}{N}$$

$I < 1$. Contaminación fuerte.

$1-3$. Contaminación moderada.

$I > 3$. Contaminación leve o ninguna.

$$17. I = \left(\sum_{i=1}^s n_i^2 \right)^{1/2}$$

McINTOSH (1967). Intervalo: 1- ∞.

n_i = Número de individuos de la especie i .

$$18. I = \frac{R}{N}$$

CAIRNS y cols. (1968). Intervalo: 0-∞.

Se van tomando sucesivamente ejemplares de la muestra. Cuando son de distinta especie que el anterior, se anota.

R = Número de cambios.

N = Número de individuos.

El índice requiere muy poca cualificación taxonómica.

INDICES COMPARATIVOS

$$19. I = \frac{c}{a + b - c}$$

JACCARD (1912). Intervalo: 0-1.

a = Número de especies en la comunidad A.

b = Número de especies en la comunidad B.

c = Número de especies comunes a ambas.

$$20. I = \frac{c}{2} \left(\frac{1}{a} + \frac{1}{b} \right)$$

KULEZYNSKY (1928). Intervalo: 0-1

a = Número de especies en la comunidad A.

b = Número de especies en la comunidad B.

c = Número de especies comunes a ambas.

$$21. I = \frac{2c}{a + b}$$

SORENSEN (1948). Intervalo: 0-1.

a = Número de especies en la comunidad A.

b = Número de especies en la comunidad B.

c = Número de especies comunes a ambas.

$$22. I = \frac{2c}{2ab - (a+b)c}$$

MOUNTFORD (1962). Intervalo: 0 - ∞.

a = Número de especies en la comunidad A.

b = Número de especies en la comunidad B.

c = Número de especies comunes a ambas.

$$23. I = \sum \text{mín. } (a, b, \dots, n)$$

RAABE (1952). Intervalo: 0-100.

$a, b, \dots, n$ son los menores valores de abundancia de cada especie común, en %.

$$24. I = \frac{2w}{A+B}$$

CZEKANOWSKI (1913). Intervalo: 0-1.

W = Suma de las menores medidas de abundancia de las especies comunes.

A y B = Número de individuos en las comunidades comparadas.

$$25. I = \sum_{i=1}^n (i_j - i_h)^2$$

SOKAL (1961). Intervalo: 0 - ∞.

i_j, i_h = Proporción de la especie i en las comunidades j y h .

Por último, en el cuadro siguiente se dan unas orientaciones sobre la utilidad de los índices reseñados y sobre la facilidad de cálculo, que pueden ayudar a escoger el más apropiado en cada situación.

CUADRO VII.25.—ÍNDICES BIOTICOS DE CALIDAD DEL AGUA: EFICACIA, EXIGENCIA TAXONOMICA Y FACILIDAD DE CALCULO

(HELLAWELL, 1977, con algunas añadiduras)

Índice	Eficacia en estudios teóricos	Utilidad para estudios aplicados	Exigencia taxonómica	Facilidad de cálculo
Número total de individuos	1	1	—	4
Número de individuos en ciertos taxones	3	2	2	4
Número de taxones: especies más elevadas	2	2	3	4
1	1	1	2	4
3	2	2	3	3
4	3	3	3	2
5	3	3	3	2
6, 7, 8	2	2	2	4
9, 10, 11, 12	2	4	2	4
13	2	3	2	4
14	2	2	3	3
15	2	2	3	2
16	4	3	3	1
17	4	3	3	2
18	2	3	1	4
19	2	2	3	3
20	2	2	3	3
21	2	2	3	3
22	2	2	3	3
23	3	3	3	2
24	3	3	3	3
25	4	3	3	2

3.5. CLASIFICACIONES

3.5.1. A partir de los índices bióticos.

Para llegar a una clasificación de las aguas, a partir de los índices, puede procederse de la siguiente manera (GONZALEZ DEL TANAGO, 1979):

Recogida de datos

Para eliminar, en lo posible, los efectos debidos a causas naturales, las muestras deben tomarse en las facies lítica (aguas corrientes) y lén-

tica (aguas quietas o remansadas) para cada zona, tres en cada facie.

La toma de muestras ha de hacerse de una manera continuada, en distintos meses del año, si es la primera vez que se hace el estudio para cubrir el ciclo biológico completo del mayor número de especies posible, o de forma rutinaria en fechas determinadas si el estudio sólo trata de controlar un estado ya conocido; y en estaciones de recolección que sean las más representativas de las variaciones del río. Es muy claro que donde hay un vertido se han de tomar muestras aguas arriba y aguas abajo del mismo para conocer su efec-

to, igual que en el caso de presas, encauzamientos o cualquier otro tipo de modificación artificial.

El estudio cualitativo de las muestras indicará las especies presentes y su distribución ecológica en el río, pudiendo apreciarse después de cada vertido la sustitución de las más intolerantes por otras más tolerantes a las nuevas condiciones.

El estudio cuantitativo, con más problemas de realizaciones en cuanto a la toma de muestras, reflejará la estructura de las comunidades referente a su diversidad, riqueza en especies tolerantes que indique una perturbación de las aguas, semejanza con otras estaciones del río de aguas abajo de la estación más eutrofizadas naturalmente, etc.

En ambos tipos de estudios el muestreo ha de hacerse sistemáticamente en determinadas secciones del río y seleccionando los distintos microhábitats del mismo. Con un personal medianamente especializado, esto se logra fácilmente y el equipo necesario nunca es demasiado costoso, sobre todo en relación con el indispensable en los métodos químicos *in situ*, mucho más exactos que los realizados en el laboratorio.

Las mismas consideraciones son válidas para la recogida de datos sobre los parámetros físico-químicos.

Análisis de datos

La determinación de las muestras ha de hacerse con la ayuda de claves taxonómicas adecuadas a nuestra fauna y tratando de llegar al taxón que para cada grupo se señala en los índices correspondientes.

De esta forma se obtiene el catálogo de especies o de taxones presentes. El conteo directo de todos los individuos de la muestra permitirá calcular la población total de cada grupo.

Con estos dos tipos de datos, catálogo de especies (datos cualitativos) y número de individuos de cada una de ellas en la muestra (datos cuantitativos) obtenidos de una forma relativamente sencilla, se pueden aplicar los distintos índices biológicos antes enunciados, que facilitan la comprensión de los datos originales sobre todo a personas no expertas en el lenguaje biológico y concretan su resultado en forma numérica fácil-

mente utilizable en la comparación de las distintas secciones o tramos del río.

Cálculo del índice y clasificación

La clasificación puede hacerse (VERNEAUX in PESSON, 1979) de la siguiente manera:

Se calcula el índice biótico para:

- Tramos no contaminados, facies lítica: I_1
- Tramos no contaminados, facies léntica: I_2
- Tramos a clasificar, facies lítica: I_3
- Tramos a clasificar, facies léntica: I_4

Se define:

$$\text{— Índice medio normal: } I_n = \frac{1}{2} (I_1 + I_2)$$

(Suele ser igual a 10 en curso de buena calidad biológica, índice del propio VERNEAUX).

— Índice biótico medio del tramo a clasificar:

$$I_b = \frac{1}{2} (I_3 + I_4)$$

— Índice de contaminación: $I_c = I_n - I_b$.

Se clasifica según el cuadro siguiente:

I_b	I_c	Calidad	Contaminación
$> I_n - 1$	< 1	Buena	—
$I_n - 1 > I_b > I_n - 3$	< 3	Aceptable	Presente
$I_n - 3 > I_b > I_n - 5$	< 5	Dudosa	Notable
$I_n - 5 > I_b > I_n - 7$	< 7	Crítica	Importante
$< I_n - 7$	> 7	Peligrosa	Muy importante

3.5.2. A partir de los índices complejos

Obtenido el valor del índice puede detenerse el proceso y dejar la clasificación para las fases posteriores del estudio; o bien puede seguirse exactamente el mismo procedimiento que en los índices bióticos, estableciendo clases según la diferencia de valores con una situación normal de referencia.

3.5.3. Clasificaciones descriptivas directas

3.5.3.1. Clasificación de los ríos según la calidad de sus aguas (*Department of the Environment, Gran Bretaña, 1970*)

Clase 1. Ríos no contaminados o recuperados.

a) Todos los tramos fluviales, cualquiera que sea su composición, que no han recibido descargas contaminantes significativas.

b) Todos los ríos, aun recibiendo alguna contaminación, tienen la DBO menor que 3 mg/l, están bien oxigenados y no han recibido descargas significativas de materias tóxicas o de materias en suspensión que afectan a la condición del lecho.

c) Todos los ríos que no se pueden distinguir biológicamente de otros cercanos contaminados aunque la DBO sea algo mayor de 3 mg/l

Clase 2. Ríos de calidad dudosa, que precisan mejora.

a) Ríos que no pertenecen a la clase 1 a causa del valor de su DBO, cuyo contenido en oxígeno está sustancialmente reducido en los veranos secos normales o en cualquier otro período regular.

b) Ríos, cualquiera que sea su DBO, que han recibido descargas tóxicas importantes, sin que pueda comprobarse que hayan afectado a los peces ni que hayan sido eliminados por procesos naturales.

c) Ríos que han recibido descargas turbidas, que han tenido un efecto apreciable sobre la composición del agua o el carácter del lecho, pero no sobre la biología del agua.

Clase 3. Ríos de baja calidad cuya mejora es de alguna urgencia.

a) Ríos que no pertenecen a la clase 4 por su DBO y en que la saturación del oxígeno disuelto está por debajo del 50 por 100 durante períodos considerables.

b) Ríos que contienen sustancias sospechosas de ser alguna vez activamente tóxicos.

c) Ríos cuyo carácter ha sido cambiado por descargas de sólidos en suspensión, sin que esto justifique su clasificación en la clase 4.

d) Ríos cuyo estado ha sido objeto de quejas serias y bien fundadas.

Clase 4. Ríos altamente contaminados.

a) Todos los ríos cuya DBO es de 12 mg/l o más, bajo condiciones medias.

b) Todos los ríos incapaces de soportar fauna piscícola.

c) Todos los ríos que están completamente desoxigenados en cualquier momento, aparte de períodos de sequía excepcional.

d) Todos los ríos que son fuente de malos olores.

e) Todos los ríos de aspecto ofensivo a la vista, excepto aquellos que lo son solamente por la presencia de espuma de detergentes .

3.5.3.2. Clasificación biológica de las aguas fluviales (*Department of the Environment, Gran Bretaña, 1970*)

Clase A. Ríos con fauna invertebrada muy diversificada, que incluye una apreciable proporción de Plecoptera y/o Ephemeroptera, Trichoptera y Amphipoda. Cuando los factores estrictamente ecológicos lo favorecen se encuentran Salmónidos.

Clase B. Ríos en que las poblaciones de Plecoptera y Ephemeroptera son reducidas. Trichoptera y Amphipoda están presentes, normalmente, en cantidad razonable. La población de invertebrados, en conjunto, es bastante variada. Buena presencia de peces. La trucha puede estar presente, pero raramente será dominante.

Clase C. Ríos en que la variedad de macroinvertebrados es pequeña; la población *está* dominada por el isópodo *Asellus aquaticus*. Algunos Amphipoda pueden estar presentes, pero Trichoptera y Ephemeroptera son relativamente raros. Población piscícola mediana o pobre, restringida principalmente a bermejuela y gobio.

Clase D. Macroinvertebrados ausentes o muy reducidos a los organismos más tolerantes de la contaminación. Oligoquetos y *Chironomus thummi*. Ríos incapaces de acoger fauna piscícola.

3.5.3.3. Sistema de las saprobias

El sistema de las saprobias, ideado a principios de este siglo por KOLKWITZ y MARSSON, se basa en los cambios de estructura de la biocenosis a lo largo del proceso de autodepuración. En su versión inicial considera cuatro zonas caracterizadas por una biocenosis específica y por el predominio de ciertas condiciones químicas y biológicas:

- Zona polisaprobia o de contaminación muy fuerte. Aguas de color gris sucio, malolientes y muy turbias, a causa de las ingentes cantidades de coloides y bacterias que albergan. En muchos casos, el lecho del río está cubierto de sedimentos y la base de las piedras que se apoyan en él toman color negro a causa de una capa de sulfuro ferroso.

Predominan las condiciones anaerobias y están ausentes la mayor parte de los organismos autótrofos. No hay peces y sólo unos pocos invertebrados.

- Zona α -mesosaprobia o de contaminación fuerte. Aguas de color gris oscuro con olor a sulfhídrico o a fermentación de proteínas o hidratos de carbono, con pequeñas cantidades de oxígeno libre. Especie característica de la zona es el hongo *Sphaerotilus natans*, que forma masas de color gris sucio que llegan a cubrir la superficie del agua.

- Zona β -mesosaprobia o de contaminación moderada. Aguas transparentes o poco turbias, inodoras e incoloras por lo general. Prevalecen las condiciones aerobias. Son abundantes la vegetación sumergida y los macroinvertebrados. Presencia de *Cyprinidae*.

- Zona oligosaprobia, no contaminada o de contaminación leve. Aguas saturadas de oxígeno, por lo general. Se encuentran planarias, larvas de insectos, y aparecen las Salmonidas.

Se han realizado posteriormente numerosas modificaciones del método (KOLKWITZ, 1950; LIEBMANN, 1962; FJERDINGSTAD, 1971); algunos de los índices bióticos antes reseñados se apoyan en este sistema (PANTLE y BUCK, KNÖPP) y otras veces se procede a ampliar la clasificación, como se refleja en el cuadro VII.26, donde se dan los nombres que reciben las zonas distinguidas y su caracterización.

3.5.4. Clasificación según la productividad piscícola

Con el mismo criterio adoptado al tratar de la productividad del suelo (Capítulo VI), nos referimos aquí solamente a la productividad piscícola, definida como capacidad de producción. Se considera, pues, este término más útil para el nivel y la finalidad de los estudios del medio físico que *productividad primaria* (tasa de adición de biomasa en los organismos fotosintetizadores) y *productividad secundaria* (tasa de adición en los consumidores).

HUET (1973), uno de los autores que más atención ha prestado a este punto, afirma que mientras los estudios relativos a la productividad primaria de los medios acuáticos son numerosos, los dedi-

CUADRO VII.26.—SAPROBIAS

Zona	Características	Número de gérmenes por litro	Número de coliformes por litro	Oxígeno (mg / l)	DBO ₅ (mg / l)
Catarobia	Agua pura y potable.	< 0,5	< 20	Saturación	< 2,5
Oligosaprobia		0,5 - 10	De 20 a 50.000		
Mesosaprobia (β)	Compuestos amoniacales transformados en nitritos y nitratos.	10 - 50	De 50.000 a 100.000	4	< 4
Mesosaprobia (α)		50 - 250	De 100.000 a 1 millón		
Polisaprobia	Materias orgánicas en transformación a ácidos aminados, sales amoniacales y nitritos.	250 - 2.000	De 1 millón a 20 millones	2	< 7
Tiosaprobia	Trazas de H ₂ S.	20.000 +	De 10 × 10 ⁹	0,5	40
	H ₂ S = 100 mg / l			0	200 - 700

cados a la productividad secundaria y a la productividad piscícola son escasos e imprecisos, siendo entonces obligado el recurrir a los métodos más o menos empíricos. De ellos se trata a continuación.

3.5.4.1. Método de LEGER - HUET - ARRIGNON (1970)

$$P = K B A$$

P = Productividad anual en kg/km

K = Coeficiente de productividad.

B = Capacidad biogénica.

A = Anchura del curso en m.

La capacidad biogénica B es la expresión del valor nutritivo de un agua desde el punto de vista de la alimentación de los peces. Toma valores de 0 (aguas estériles) a 10 (aguas más ricas). La determinación del valor se hace por estimación, teniendo en cuenta una serie de factores (HUET, 1973, págs. 437-47) o más directamente situando el curso del agua en:

- Aguas pobres: capacidad biogénica entre 1 y 3.
- Aguas medias: capacidad biogénica entre 4 y 6.
- Aguas ricas: capacidad biogénica entre 7 y 10.

El factor K , coeficiente de productividad, es, a su vez, producto de 4 factores (a los que ARRIGNON, 1979, añade un quinto

$$K = K_1 K_2 K_3 K_4 K_5$$

K_1 Factor de temperatura:

$K_1 = 1$, temperatura anual media $\sim 10^\circ$.

$K_1 = 2$, temperatura anual media $\sim 16^\circ$.

K_2 Factor de alcalinidad:

$K_2 = 1$ pH < 7 .

$K_2 = 1,5$ pH > 7 .

K_3 Factor específico:

$K_3 = 1$ Salmónidos.

$K_3 = 1,5$ Ciprinidos de aguas corrientes.

$K_3 = 2$ Ciprinidos de aguas quietas.

K_4 Factor de edad (sólo se utiliza para estanques artificiales).

K_5 Factor de entorno:

$K_5 = 0,2 - 0,5$ Urbano continuo.

$K_5 = 0,5 - 1$ Urbano difuso.

$K_5 = 1,1 - 1,8$ Rural-forestal

3.5.4.2. Clasificación de WURTZ (1961)

Tipo 1. Aguas corrientes muy oxigenadas.

Grupo 1A. Torrentes de alta montaña y cascadas. Algas crisofíceas, Plecoptera, Diptera. Blefaroceridae y algunos moluscos. La capacidad biogénica es pequeña (1 a 3), y la productividad piscícola, nula con frecuencia.

Grupo 1 B Principalmente, torrentes de montaña. Más rico que el anterior, este grupo se sitúa siempre en la zona catarroba; su capacidad biogénica varía entre 4 y 10.

Grupo 1C. Ríos y arroyos bastante largos y poco profundos, frecuentados por el timalo. Todavía no existe vegetación superior de tipo fanerógámico, pero abundan las algas. Son muy abundantes los insectos acuáticos en sus formas larvaria y adulta. La fauna piscícola está representada por la trucha común y el piscardio. La capacidad biogénica (8 a 10) y la productividad piscícola (250 kg/ha/año) son elevadas.

Tipo 2. Aguas de llanura de facies lítica, puras y oxigenadas, salmonícolas catarobas.

Rodofíceas, Cianofíceas incrustantes, Clorofíceas filamentosas, Briofitas, Fanerógamas como *Moutia rivularis*, *Verónica beccabunga* y *Callitrichinae*.

Plecoptera, gran número de Ephemeroptera y Gammaridae, Moluscos, Planarias negras; peces: anguila, lobo, colmilleja, piscardio, gobio y trucha común.

La capacidad biogénica (2 a 10) y la producción piscícola (20 a 250 kg/ha/año) son muy variables en función de la naturaleza del suelo (calcáreo o no) y del entorno (forestal, agrícola o pratense).

Tipo 3. Aguas de llanura en facies léntica, medianamente oxigenadas, ciprinolucícolas oligosaprobias.

Zona piscícola del barbo, que incluye también salmónidos. Tricoptera, planarias, Gammaridae, Moluscos; raramente, Ephemeroptera.

Los vegetales están representados por algas verdes filamentosas y fanerógamas, como: *Ranunculus fluitans*, *Helosciadium*, *Sagittaria*, *Potamogeton*, *Callitriche*.

La capacidad biogénica (6 a 10) y la productividad piscícola son elevadas.

Tipo 4. Grandes lagos alpinos oligotróficos, oxigenados y sin materia orgánica en el fondo.

Plancton abundante en Diatomeas y algas verdes sobre los guijarros de la orilla; no existen en ésta, prácticamente, fanerógamas.

La fauna está representada por abundante zooplankton y por peces tales como: trucha común y el garcón.

La productividad piscícola es baja, entre 5 y 25 kg/ha/año;

Tipo 5. Grandes lagos de llanura, alcalinos, medianamente mineralizados, a veces eutróficos. El fondo, con materia orgánica y sin oxígeno.

El fitoplancton, muy abundante, está dominado por Diatomeas en invierno y por Cianofíceas en verano. Es importante el entorno de fanerógamas.

La fauna superior está representada por gardón, carpa común, perca y lucio.

La productividad piscícola es importante, entre los 100 y 200 kg/ha/año.

Tipo 6. Manantiales y fuentes.

Los vegetales están representados por Rodofíceas, Tetrasporales y Diatomeas, musgos y fanerógamas como *Lemna trisulca*, *Nasturtium officinale*, *Veronica beccabunda* y *Callitriche*.

Briozoarios, Moluscos y peces como la trucha común y el cacho.

La capacidad biogénica (0 a 4) y la productividad piscícola (0 a 40 kg/ha/año) son muy pequeñas.

Tipo 7. Zonas húmedas naturales (Turberas de musgos y ciperáceas).

La flora está representada por un fitoplancton idéntico al del ecosistema número 6. Las fanerógamas comprenden *Myriophylla*, *Ceratophylla*, *Hippurus*, *Trapa*, *Potamogeton*, *Nymphaea*, *Nuphar*, *Ranunculus*, *Phragmites*, *Thypha*, *Juncus* y *Carex*.

La fauna comprende un zooplancton de Copépodos con Hidracáridos, Moluscos, libélulas y, en ocasiones, peces, especialmente Ciprinidos.

La productividad piscícola es del orden de 50 kg/ha/año.

Tipo 8. Estanques artificiales.

Fitoplancton compuesto por formaciones estacionales de algas. No hay plantas superiores en la superficie del agua, pero sí en sus márgenes: *Phragmites*, *Thypha*, *Myriophyllum*.

La fauna planctónica comprende Rotíferos, Copépodos y Cladóceros. Las microbiocenosis son fugaces y estacionales, a veces diarias.

Tipo 9. Facies lénticas β-mesosaprobias: ciénagas y ríos de curso lento en etapa final de contaminación.

Si la autodepuración está en curso, se reinstalan las algas, al ser las Diatomeas indicadoras de la evolución. La *Elodea canadensis* es una de las primeras plantas en reinstalarse.

El número de bacterias es del orden de 1.000 a 10.000 por cm³.

La fauna está formada por Odonatos, Neurópteros, Hemípteros, Isópodos, Moluscos y peces como la tenca y la anguila.

La capacidad biogénica (3 a 5) y la productividad son variables.

Tipo 10. Aguas muy encenegadas en zona de clara contaminación α-mesosaprobia.

Flora sin vegetales superiores: sólo algas y hongos.

Gran número de bacterias (al menos, 100.000 por cm³).

La fauna está constituida por Cladóceros, Rotíferos, Oscilarias, abundantes infusorios, Quironómidos, sanguijuelas, Tubificidos, y raramente, Isópodos y Moluscos.

La capacidad biogénica es de 1, cuando más.

Tipo 11. Aguas muy contaminadas, que contienen del orden de un millón de bacterias indicadoras por centímetro cúbico (cloacas y vertidos de fábricas).

Grupo 11A. Zona de polisaprobios. Capacidad biogénica nula.

Grupo 11B. Zona hipersaprobia y tiosaprobia (caracterizada por la emisión de sulfhídrico). Aguas no aptas para la vida; no se encuentran apenas más que bacterias sulfurosas purpúreas.

Tipo 12. Turberas ácidas (asimilables a lagos distróficos).

La flora algal comprende numerosas Desmidiáceas. Las Briofitas están bien representadas, lo mismo que los Sphagnum y Droseráceas. También están presentes *Equisetum*, *Carex*, *Juncus*, *Pinguicula*, *Cosmarium*, *Menyanthes* y *Molinia*.

La fauna piscícola es rara, formada básicamente por Ciprinidos. La productividad piscícola es pequeña (alrededor de 10 kg/ha/año).

3.5.4.3. Método de ESCRIBANO (1978)

El método pretende definir una primera aproximación a la productividad potencial de un curso de agua, en función de los caracteres físicos y litológicos de su cauce.

$$P = QAB + \sum CPD'$$

Q = Caudal.

P = Productividad potencial sobre una zona litológica homogénea.

P' = Productividad potencial del tramo inmediato superior.

A = Longitud del tramo considerado (l).

B = Función de los caracteres físicos y químicos del lecho.

C = Influencia del tramo inmediato superior.

D = Influencia de la pendiente (p).

(El sumatorio responde a la posibilidad de que confluyan varios ríos sobre el mismo sustrato litológico.)

Caudal

Caudal grande: $Q = 3$.

Caudal medio: $Q = 2$.

Caudal pequeño: $Q = 1$.

Longitud

$l \leq 3 \text{ km}$	$A = 1$	$C = 0,5$
$3 < l \leq 6$	$A = 1,5$	$C = 0,45$
$6 < l \leq 9$	$A = 2$	$C = 0,75$
$9 < l \leq 12$	$A = 2,5$	$C = 1,5$
$12 < l \leq 15$	$A = 3$	$C = 1,35$
$l > 15 \text{ km}$	$A = 3,5$	$C = 2,45$

El factor B se calcula como suma de los valores dados a la composición química, a la disgregabilidad de la roca y al tamaño del grano que proviene de la disgregación:

Composición	Disgregabilidad	Tamaño del grano
Arcilla: 0	Grande: 2	Grande: 0
Silíceas: 1	Mediana: 1	Mediano: 1
Caliza: 2	Pequeña: 0	Pequeño: 2
Mixta: 3		

Pendiente

	$p \leq 3 \%$	$D = 1,25$
3 %	$< p \leq 8 \%$	$D = 1,75$
	$p > 8 \%$	$D = 2,50$

La influencia del tramo inmediato superior, basada en el aporte de sustancias alimenticias al tramo considerado, se establece como el valor de la productividad potencial del tramo inmediato superior multiplicado por el coeficiente C correspondiente, según su longitud.

3.5.4.4. Índice para la valoración ecológica de tramos fluviales (CUBILLO et al., 1990)

Este índice se basa, partiendo del inventario de las comunidades bentónicas fluviales, en el cálculo de tres índices, dos bióticos (TRENT y VERNEAUX-TUFFERY) y uno de diversidad

(SHANNON-WEAVER). Los índices bióticos informan sobre el estado de la comunidad en cuanto al valor biológico de las poblaciones que lo componen, es decir, prima la presencia y abundancia de especies reófilas de aguas limpias frente a las especies tolerantes, indiferentes o propias de aguas muy contaminadas. El índice de diversidad, valora conjuntamente la riqueza o número de especies que la componen y el reparto de individuos entre las distintas poblaciones.

$$I_T = 1/2 ((I_{TRENT} + I_{TUFFERY}) / 2) + 2 I_{SHANNON}$$

Los valores que puede tomar este índice oscilan desde «0» como valor mínimo, hasta «10» como valor máximo. Valores inferiores a 6 indican comunidades muy degradadas.

4. INVENTARIO, ESCALAS Y CARTOGRAFIA

La base fundamental para la cartografía de cualquiera de los aspectos considerados son los mapas topográficos y la fotografía aérea. En ambos casos, la información existente cubre toda España y presenta una amplia gama de escalas.

Una vez localizadas las distintas formas superficiales de agua, la segunda fase es la delimitación de cuencas hidrográficas, que se hará nuevamente a partir de estas dos fuentes de información y en la forma descrita en el apartado correspondiente.

La toma de datos en el campo, necesaria para la determinación de alturas del nivel freático; medidas de caudal, escorrentía e infiltración; valoraciones de productos en suspensión y contaminantes, etc., se realizarán según las normas dictadas en la bibliografía especializada y esbozadas en apartados anteriores al citar las distintas formas de clasificación.

La cartografía puede ser, como ya se ha indicado, de tres tipos:

1. Localización de formas de agua. Cartografía lineal o puntual, que se limita a indicar la localización exacta de las distintas formas de agua tanto superficial como subterránea.

2. Cartografía de cuencas hidrográficas. La unidad de tratamiento es la cuenca y sobre ella se

realizan las valoraciones y mediciones necesarias para su clasificación. Estas mediciones pueden ser cualitativas (forma de la cuenca) o cuantitativas (caudales, densidad, etc.).

3. Cartografía de isolíneas. La recogida de información se realiza puntualmente, localizándose en los mapas y uniendo entre sí los puntos de igual código o valor. La cartografía final tendrá mayor o menor fiabilidad en función de la cantidad de puntos muestreados, dato fundamental para la interpolación de isolíneas. Las escalas de trabajo y de presentación de resultados dependerán de los objetivos del estudio y de la superficie a analizar. En general, puede decirse que todos aquellos inventarios que requieran tomas cuantitativas y cualitativas de campo (niveles freáticos, caudales, productos en suspensión, porcentaje de contaminantes, etc.) se presentarán a escalas grandes, mientras que para la localización de formas de agua o la cartografía de cuencas, en las que sólo se requieren la foto aérea o los mapas topográficos, la escala podrá reducirse tanto como sea necesario. No existen normas definidas y en cada caso habrá que considerar las escalas más adecuadas.

El cálculo de índices de calidad debe reservarse para estudios monográficos del agua y para aquellos otros en que haya de llegarse, a la definición de capacidades e impactos para actividades específicas. En otro caso, deberá acudirse a clasificaciones basadas en la observación directa, sin recurrir a análisis físico-químico ni a estudios de la fauna de macro-invertebrados.

Por otra parte, el plazo disponible para realizar el estudio es un condicionante de relieve, muchas veces no podrá contarse con el tiempo suficiente para hacer las tomas de muestras en las distintas estaciones del año.

La publicación conjunta UNESCO/WHO, Hydrological Maps (1977), constituye un tratado general sobre la cartografía de calidad de aguas en distintas etapas del ciclo hidrológico. En ella se describen los principales tipos de mapas hidrogeoquímicos y la forma de ser realizados.

Existe también una publicación donde se estandarizan los códigos y formas cartográficas a utilizar en los diferentes mapas hidrológicos (UNESCO, 1970). El libro describe las escalas y las formas de representación de la cartografía de aguas subterráneas y propone colores, símbolos

y signos en lo que se refiere a geología, parámetros litológicos e hidrológicos, propiedades del agua y estructuras artificiales.

Cuando el objetivo de la cartografía es la representación de factores hidroquímicos, la información suministrada por las anteriores publicaciones no resulta suficiente y es necesario consultar el *Legend for Geohydrochemical Maps*, publicado por UNESCO en 1974, donde recomienda las normas a seguir en la cartografía de sólidos disueltos, dureza del agua, etc., así como una serie de números, símbolos puntuales, isolíneas y colores que pueden ser usados en la mapificación.

Como comentario general a estas publicaciones se puede resumir que la cartografía y el análisis de las aguas subterráneas se orientan hacia sus aspectos de potabilidad, mientras que los mapas de calidad de aguas superficiales dan prioridad a los parámetros biológicos.

5. INFORMACION BASICA DISPONIBLE

A continuación se enumera la información hidrológica disponible en España, tanto en forma bibliográfica como cartográfica y estadística.

5.1. DOCUMENTACION

En el Ministerio de Obras Públicas y Transporte se encuentra diversa información sobre, presas españolas; hidrología de recursos hidráulicos; limnología de los embalses españoles; hidrología; riegos y drenajes, etc.

5.2. LEGISLACION

- Ley de Aguas 29/1985, de 2 de agosto (BOE, núm. 189, de 8 de Agosto de 1985).
- Reglamento del dominio público hidráulico. (Real Decreto 849/1986, de 11 de Abril).
- Directiva CEE 80/778. Calidad de las aguas destinadas al consumo humano.
- Directiva CEE 78/659. Calidad de las aguas para vida piscícola.
- Directiva CEE 80/68. Protección de las aguas subterráneas.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ALISON, G. A., y col.: *Waterways and Wetlands*. British Trust for Conservation Volunteers Ltd., London, 1976.
- ARCHIBALD, R. E. M.: «Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality». *Wat. Res.*, 6, págs. 1229-38, 1972.
- ARRIGNON, J.: *Ecología y Piscicultura de Aguas Dulces*. Mundi-Prensa, Madrid, 1979.
- AYENSU, E. S., y DE FILIPPIS, R. A.: *Endangered and Threatened Plants of the United States*. Smithsonian Institution and WWF, págs. 29-30. Washington, 1978.
- BECK, W. M.: «Studies in stream pollution biology. I. A simplified ecological classification of organism». *Q. J. Florida Acad. Sci.*, 17, págs. 211-217, 1954.
- BENSON, M. A.: *Factors Influencing The Occurrence of Floods in a Humid Region of Diverse Terrain*. U. S. Geological Survey, Water Supply Paper 1580-B, Washington, 1962.
- BOVEE, K. D.: *The incremental method of assessing habitat potential for coolwater species, with management implications*. Special Publication, N.º 11, American Fisheries Society, Bethesda, MD, págs. 340-346, 1978.
- BROOKES, A.: *Channelized rivers: perspectives for environmental management*. Wiley and Sons Ltd, New York, 1988.
- CAIRNS, J., y col.: «The sequential comparison index a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies». *J. Wat. Pollut. Fed.*, 40, págs. 1607-13, 1968.
- CAIRNS, J., y LANZA, G. R.: «Pollution Controlled Changes in Algal and Protozoan Communities». In: R. Mitchell, *Water Pollution Microbiology*, Wiley, págs. 245-72, New York, 1972.
- CANADIAN FORESTRY SERVICE: *Guidelines for Biophysical Land Classification*. Publ. núm. 1.264, Ottawa, 1969.
- CARPENTER, K. E.: *Life in Inland Waters*. Sidgwick and Jackson, London, 1928.
- CASTANY, G.: *Prospección y explotación de aguas subterráneas*. Omega, Barcelona, 1975.
- CÁTEDRA DE PLANIFICACIÓN: *Estudio Ecológico del Area de Gredos*. E. T. S., Ing. de Montes. (No publicado.). Madrid, 1978.
- CEBEDEAU: *Le livre de l'eau*. Vol. V, Cebedoc, Liège, 1966.
- COWARDIN, L. M.: «Wetlands and deepwater habitats: A new classification». *Journal of Soil and Water Conservation*, 37, pág. 83-84, 1982.
- CUSTODIO, E., y LLAMAS, M. R.: *Hidrología subterránea*. Omega, Barcelona, 1976.
- CZEDANOWSKI, J.: *Zarys metod statystycznych*, Varsovia, 1913.
- CUBILLO, F., et al.: *Caudales Ecológicos*. Comunidad de Madrid. Agencia de Medio Ambiente. Madrid. 1990.
- CHURCHILL, M. A., y col.: *The Prediction of Stream Reaeration Rates*. American Soc. Civil Eng., 88, 3199, Washington, 1962.
- DAVIS, S. N., y WIEST, R.: *Hidrografía*. Ariel, Barcelona, 1971.
- DE LURY, D. B.: «On the estimation of biological populations». *Biometris*, 3-4, págs. 145-167, 1947.
- DEPARTMENT OF FISHERIES AND FORESTRY: *Guidelines for Biophysical Land Classification*. Canadian Forestry Service, Publ. núm. 1.264, Ottawa, 1969.
- DUNNE, T., y LEOPOLD, L. B.: *Water in Environmental Planning*. Freeman, San Francisco, 1978.
- EAGLESON, P. S.: *Dynamic Hydrology*. McGraw-Hill, New York, 1970.
- ESCRIBANO, R., y MUÑOZ, C.: «Una primera aproximación de la productividad de los ríos». *Bol. Soc. Esp. Ecol. y Biog.*, 1978.
- FAIR, en IMHOFF, K.: *Manual de saneamiento de poblaciones*, Blume, Madrid, 1979.
- FERRIS, J. G., y col.: *Theory of Acuífer Tests*. U. S. Geological Survey. Water Supply Paper, 1536-E, Washington, 1962.
- FJERDINGSTAD, E.: «Microbial criteria of environmental qualities». *Ann. Revue of Microbiol.*, 25, pág. 563-582, 1971.
- GABRIEL, J.: *Cas. Lek. Cesk.*, 85, págs. 1425-1531, 1946.
- GARCÍA DE JALÓN, D.: *Bases biológicas para la ordenación y manejo de los ríos. Aplicación al río Lozoya*. (En prensa), 1979.
- GONZÁLEZ DEL TANAGO, M.: «Estudio biológico de las aguas para su planificación». *Coloquio Nacional sobre Ordenación Territorial*, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid, 1978.
- GONZÁLEZ DEL TANAGO, M.: «Métodos biológicos para el estudio de la contaminación y calidad ecológica de los ríos». *Bol. Inf. Medio Ambiente*, 9, págs. 25-29, 1979.
- HARTON, R.: «Erosional Development of Streams and Their Drainage Basins: Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology». *Geol. Soc. Amer. Bull.*, 56, págs. 275-370, 1945.
- HEATH, R. C., y TRAINER, F. W.: *Introduction to Ground-Water Hydrology*. John Wiley and Sons, New York, 1968.
- HELLAWELL, J. M.: *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center, Stevenage, 1977.
- HELLAWELL, J. M.: «Change in natural and managed ecosystems: detection, measurement and assessment». *Proc. R. Soc. London B.*, 197, págs. 31-57, 1977.
- HERNÁNDEZ MUÑOZ, A.: *Abastecimiento y Distribución de agua*. Servicio de Publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos, Madrid, 1990.
- HOOKE, D. D. (ed.): *The Ecology and Management of Wetlands*. Croom Helm, London, 1987.
- HUET, M.: *Tratado de piscicultura*. Mundi-Prensa, Madrid, 1973.
- HUET, M.: «Profiles and Biology of Western European Streams as related to Fish Management». *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 88, págs. 155-163, 1959.
- HUET, M.: «Biologie, profils enlong et entravers des eaux courantes». *Bulletin Française Pisciculture*, 175, págs. 41-53, 1954.
- ILLIES, J.: «Versuch einer allgemein biözonotischen Gliederung der Fließwässer». *Int. Rev. ges Hydrobiol.*, 46, páginas 205-213, 1961.
- JACCARD, P.: «The distribution of the flora in the alpine zone». *New Phytol.*, 11, págs. 37-50, 1912.

- JANARDAN, K. G., y SCHAEFFER, D. J.: *Illinois Water Quality Inventory Report, 1975*. Illinois Environmental Protection Agency, Chicago, 1975.
- KNOPP, H.: «Ein neuer Weg zur Darstellung Biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Güteangsschnitt des Mains». *Wasserwirtschaft*, 45, págs. 9-15, 1954. KOLKWITZ, R., y MARSSON, M.: «Ökologie der pflanzlicher Saprobien». *Ber. dt. bot. Ges.*, 26, págs. 505-19, 1908.
- KOLKWITZ, R.: «Ökologie der Saprobien». *Schrreihe Ver. Wass.*, 4, 1950.
- KOTHE, P.: «Der Artenfehlbetrag, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutersuntersuchungen». *Deutsch. Gewässerkundl. Mitt.*, 6, páginas 60-65, 1962.
- KULEZYNSKI, S.: «Die Pflanzenassoziationen der Piemenen». *Bull. Acad. Pol. Sci.*, Suppl. 2, págs. 57-203, 1928.
- LEOPOLD, L. B.: *Water: a primer*. W. H. Freeman, San Francisco, 1974.
- LIEBMAN, H.: *Handbuch der Frischwasser und Abwasser. Biologie*. Oldenbourg, Munich, 1962.
- LÓPEZ VERA, F.: *Contaminación de aguas subterráneas*. Col. Unidades Temáticas. MOPT, Madrid, 1990.
- MARGALEF, R.: «Diversidad de especies en las comunidades naturales». *Publ. Inst. Biol. aplic.*, Barcelona, 6, páginas 59-72, 1951.
- MARSH, W. M.: *Environmental analysis for land use and site planning*. McGraw-Hill, New York, 1978.
- MARTÍNEZ DE BASCARÁN, G.: «Establecimiento de una metodología para conocer la calidad del agua». *Bol. Inf. Medio Ambiente*, 9, págs. 30-51, 1979.
- MCINTOSH, R. P.: «An index of diversity and the relation of diverse concepts to diversity». *Ecology*, 48, págs. 392-404, 1967.
- MEINCK, F., y col.: *Les eaux résiduaires industrielles*. Masson, París, 1970.
- MELTON, M. A.: «A derivation of Strahler's channel ordering System». *Journal of Geology*, 67, págs. 345-346, 1959.
- MENHINICK, E. F.: «A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects». *Ecology*, 45, págs. 859-61, 1964.
- MEYERINK, A. M.: *Photo-Interpretation in Hydrology. A Geomorphologic Approach*. ITC Publication, Enschede 1970.
- MONTERO DE BURGOS, J. L., y GONZÁLEZ REBOLLAR, J. L.: *Diagramas Bioclimáticos*. ICONA, Madrid, 1974.
- MOUNTFORD, M. D.: «An index of similarity and its application to classificatory problems». In: P. W. Masphy (Ed.) *Progress in soil zoology*. Butterworths, Londres, 1962.
- NEMEROW, N. L.: *Scientific Stream Pollution Analysis*. McGraw-Hill, New York, págs. 216-31, 1974.
- NEMEROW, N. L.: *Aguas Residuales Industriales*. Blume, Madrid, 1977.
- NISBET, M., y VERNEAUX, J.: «Composantes chimiques des eaux courantes». *Ann. Limnol.*, fascículo 2, 1970.
- O'CONNOR, D. J., y DOBBINS, W. E.: «Mechanisms of Reaeration in Natural Streams». *Trans. of the Amer. Soc. Civil Eng.*, 123, pág. 641, 1956.
- O'CONNOR, D. J.: «The temporal and Spatial distribution of dissolved oxygen in streams». *Wat. Res. Research*, 3, págs. 65-79, 1967.
- OMERNIK, J. M.: *Nonpoint Source-Stream Nutrient Level Relationships: A Nationwide Study*. U. S. Environmental Protection Agency, Corvallis, págs. 28-9, 1977.
- PANTLE, R., y BUCK, H.: «The Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse». *Gras-u. Wasserfach*, 96, pág. 604, 1955.
- PÉREZ, J., y VILLANUEVA, O.: «Estudio de los Condicionantes del Medio Físico a la Localización Espacial de las Actividades de Planeamiento». *Plan del Medio Físico. Diputación de Vizcaya*, 3. *Contaminabilidad de Acuíferos subterráneos*, Bilbao, 1977.
- PESSON, P. (Ed.): *La contaminación de las aguas continentales*. Mundi-Prensa, Madrid, 1979.
- PETERSEN, E. C.: *Population Dynamics of Nigronia serricornis in a Woodland Stream*. PhD Thesis, Michigan State University, 1974.
- PETTS, G. E., *Impounded Rivers: Perspectives for ecological management*. John Wiley and Sons, Chichester, 1984.
- POTTER, W. D.: «Rainfall and topographic Factor that affect Run-off». *Transactions of the American Geophysical Union*, 34, pág. 67-73, 1953.
- RAABE, E. W.: «Über den Affinitätswert in der Pflanzensoziologie». *Vegetatio*, 4, págs. 53-68, 1952.
- RAMOS, A. (ed.): *Diccionario de la Naturaleza*. Espasa-Calpe, Madrid, 1987.
- RICKER, W. E.: «An Ecological Classification of Certain Ontario Streams». *Stud. Bio. Serv.*, 37, págs. 1-114, 1934.
- RINALDI, S., y col.: *Modeling and Control of River Quality*. McGraw-Hill, New York, 1979.
- RUIZ DE LA TORRE, J. T., y RUIZ DEL CASTILLO, J.: *Trabajos de la Cátedra de Botánica III. Metodología y codificación para el análisis de la vegetación española*. E. T. S. Ingenieros de Montes, Sección de Publicaciones, Madrid, 1977.
- SCHAMBERGER, M., y KROHN, W. B.: *Status of the habitat evaluation procedures. Transactions of the 47th North American Wildlife and Resources Conference*. Wildlife Management Institute, Washington, D. C., 1982.
- SCHMITZ, W.: «Die Bergbach Zoozönosen und ihre Abgrenzung, dargestellt am Beispiel der oberen Fulda». *Arch. Hydrobiol.*, 53, págs. 464-98, 1957.
- SEYHAN, E.: *Calculation of runoff from basin physiography (crbp.)*. Utrechtse Geografische Studies 2, Utrecht, 1976.
- SEYHAN, E.: *Application of Stream Ordering to the Ardeche River Basin, Southern France*. Geografisch Institut der Rijksuniversiteit, Serie Bnr 61. Utrecht, 1976b.
- SEYHAN, E.: *Quantitative Relief Classification in the Ardeche River Basin, Southern France*, Geografisch Institut der Rijksuniversiteit. Serie Bnr 62, Utrecht, 1976a.
- SHANNON, E. E.: *Eutrophication-Trophic State Relationships in North and Central Florida Lakes*. Ph. D. Thesis, Univ. Florida, Gainesville, 1970.
- SHANNON, C. E.: «A mathematical theory of communication». *Boll. Syst. Tech. J.*, 27, págs. 379-423, 623-56, 1948.
- SHEIDEGGER, A. E.: «Horton's Law of Stream Numbers». *Water Resources Research*, 3, págs. 655-58, 1968.

- SHERERE, R. L.: «Statistical law of stream, numbers». *Journal of geology*, 74, págs. 17-37, 1966.
- SIMPSON, E. H.: «Measurement of diversity». *Nature*, 163, pág. 688, 1949.
- SOKAL, R. R.: «Distances as a measure of taxonomic similarity». *Syst. Zool.*, 10, págs. 71-9, 1961.
- SORENSEN, T.: «A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons». *Biol. Skr.*, 5 págs. 1-34, 1948.
- STRAHLER, A. N.: «Quantitative geomorphology of drainage basins and Channel networks». Section 4-II of *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York, 1964.
- STRAHLER, A. N.: *Geografía Física*. Omega, Barcelona, 1974.
- STREETER, H. W., y PHELPS, E. B.: *A Study of the pollution and Natural Purification of the Ohio River*. U. S. Public Health Service, Bull, 146, Washington, 1925.
- STUMM, W., y STUMM-ZOLLINGER, E.: «The role of Phosphorus in Eutrophication». In: R. Mitchell (Ed.). *Water Pollution Microbiology*, Wiley, New York, págs. 11-42, 1972.
- THE OPEN UNIVERSITY: *Environmental Control and Public Health. Clean and Dirty Water Unit 5. Water analysis, Standards and Treatment Unit 6*. The Open University Press, Milton Keynes, 1975.
- THOAS, H. A.: «Pollution load capacity of streams». *Water Sew. Works*, 95, pág. 409. 1948.
- THOMAS, W. A. (Ed.): *Indicators for environmental quality*. Plenum Press, New York, 1972.
- TUFFERY, G., y DAVAINÉ, P. M.: «Niveau faunistique le plus élevé et indice de diversité biotique». In: *Diagnose écologique en cours d'eau à Salmonidae*, CECPI, Cracovia, EIFAC 70/sc 191, 6,3, 29, 1970.
- TUFFERY, G., y VERNEAUX, J.: «Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune de fond». *Tr. Sect. Techn. P. et P.*, CERAFA, Paris, 1967.
- UNESCO, O. M. S.: *Water quality surveys*. Unesco, Paris, 1978.
- UNESCO WHO: *Water quality surveys. A guide for the collection and interpretation of water quality data*. IHDWHO, Working Group on the quality of water. United Kingdom, 1978.
- UNESCO/WMO: *Hydrological maps*. Paris, Unesco: Geneva, WMO. In English only (I SPN No. 92-3101760-6). 1977.
- UNESCO: *Legends for geohydrochemical maps*. Paris, Unesco (Technical Papers in hydrology. No. 14/62 p. Multilingual edition in English, French, Russian, Spanish (ISBN 92-3-001207-6), 1974.
- UNESCO: *International legend for hydrogeological maps*. Paris, Unesco (102 págs., Multilingual edition in English, French, Russian, Spanish), 1970.
- UNITED STATES FISH AND WILDLIFE SERVICE: *Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models*. ESM 103. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington, D. C., 1981.
- U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, *Soil Survey Manual*. Handbook, núm. 18, Washington.
- VAILLANT, J. R.: *Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution*, Eyrolles, Paris, 1973.
- WAY, D. S.: *Terrain Analysis*. Dowden, Hutchinson and Ross, Inc. Stroudsburg, Penn., 1973.
- WAY, D. S., y col.: *The Interaction Between Urbanization and Land. Quality and Quantity in Environmental planning and Design*. Graduate School of Design, Harvard University, Cambridge, Ma., 1978.
- WEZERNAK, C. T.: «The use of remote sensing in limnological studies». *Proc. of Nine Int. Symp. on Remote Sensing of Environment*. Environmental Research Institute of Michigan, Ann Arbor, 1974.
- WHITTON, B. A.: *River Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1975.
- WOODIWISS, F. S.: «The biological system of stream Classification used by the Trent River Board», *Chemistry and Industry*, págs. 443-7, 1964.
- WURTZ, A.: *Cours élémentaire d'hydrobiologie animale*. Station d'Hydrobiologie Appliquée, Paris, 1961.
- ZOLTAI, S. C.: «Wetland Classification». In: *Proceedings 1st Meeting Canadian Committee on Ecological (Biophysical) Land Classification*. Petawawa, Ontario, 1976.