



Technical Report - 2015 – 086

# Les débits écologiques dans la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau

*Guidance Document No. 31*

*Traduction 2017 vers le français du document initial Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*



MINISTÈRE  
DE LA TRANSITION  
ÉCOLOGIQUE  
ET SOLIDAIRE



# Les débits écologiques dans la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau

*Guidance Document No.31*

*Traduction 2017 vers le français du document initial Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*

## **Gestion du projet**

**Bureau des milieux aquatiques de la direction de l'eau et de la biodiversité –**  
Ministère de la transition écologique et solidaire (EN4/DEB/MTES)

**Coordination internationale de la direction de l'eau et de la biodiversité –**  
Ministère de la transition écologique et solidaire (CI/DEB/MTES)

## **Révision**

Bénédicte Augeard (Agence française pour la biodiversité)

Stéphane Grivel (Direction de l'eau et de la biodiversité/MTES)

Nicolas Lamouroux (Irstea)

Thomas Petitguyot (Commission européenne/DG Environnement)

Pierre Sagnes (Agence française pour la biodiversité)

De nombreuses autres informations sur le Ministère de la transition écologique et solidaire (MTES) sont disponibles sur Internet <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/>

### **Version originale :**

**Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive.**

**Guidance Document No. 31**

© Union européenne, 2015

Reproduction autorisée, moyennant mention de la source.

Traduction 2017 vers le français du document initial (publié en anglais) réalisée par les autorités françaises (Ministère de la transition écologique et solidaire - MTES).

De nombreuses autres informations sur l'Union européenne sont disponibles sur Internet via le serveur Europa <http://ec.europa.eu>

**Avertissement :**

Ce document technique a été développé dans le cadre d'une collaboration associant la Commission européenne, l'ensemble des Etats membres et candidats à l'adhésion, la Norvège, les autres parties prenantes et les organisations non gouvernementales.

Le document doit être considéré comme faisant l'objet d'un consensus informel sur des bonnes pratiques reconnues par tous les partenaires.

Cependant ce document ne représente pas nécessairement la position officielle ou formelle d'aucun des partenaires. En particulier, les opinions exprimées dans ce document ne représentent pas nécessairement celles de la commission européenne.

## Résumé de la politique

### Pourquoi ce document

S'appuyant sur une évaluation des progrès accomplis dans la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau (DCE), dans son 1<sup>er</sup> cycle de gestion, le plan d'actions pour la sauvegarde des ressources en eau de l'Europe (Blueprint<sup>1</sup>) a souligné l'urgente nécessité de résoudre au mieux le problème du prélèvement excessif d'eau, deuxième pression la plus courante sur l'état écologique des eaux de l'UE, et a reconnu qu'en ce qui concerne l'eau, la qualité et la quantité sont étroitement liées au concept de « bon état ». Ceci exige une reconnaissance dans toute l'UE des débits écologiques, c.-à-d. des « volumes d'eau nécessaires à l'écosystème aquatique pour continuer à se développer et à fournir les services dont nous avons besoin ». Pour ce faire, le Blueprint a proposé, dans le cadre de la stratégie commune de mise en œuvre (CIS) de la directive-cadre sur l'eau (DCE), la rédaction d'un document d'orientation qui offre une définition européenne des débits écologiques et une compréhension commune de leur mode de calcul, afin que les débits écologiques puissent être appliqués dans le prochain cycle des plans de gestion de district hydrographique devant être adoptés d'ici fin 2015.

### Ce dont le présent document traite (et ne traite pas)

Le présent document vise à favoriser une compréhension commune des débits écologiques et des moyens de les utiliser dans les plans de gestion des districts hydrographiques. À cette fin, il comporte une définition pratique dans le contexte de la DCE. En second lieu, il offre un aperçu des étapes du cycle de la DCE au cours desquelles les débits écologiques jouent un rôle. En troisième lieu, le présent document dégage les enseignements tirés de pratiques déjà menées dans ce domaine par les États membres et fournit des informations sur les méthodologies, la surveillance, les mesures et l'évaluation concernant les débits écologiques.

Le présent document n'offre pas un protocole complet pour la mise en œuvre des débits écologiques dans les masses d'eau, ni n'entend aboutir à une mise en œuvre uniforme des débits écologiques. Les États membres sont encouragés à faire le meilleur usage de la compréhension commune des débits écologiques à toutes les étapes du processus de la DCE. La mise en œuvre de débits écologiques spécifiques aux sites peut également tenir compte d'autres aspects comme la législation nationale ou régionale, les valeurs environnementales ou services écosystémiques spécifiques, tout en respectant les obligations instaurées par la DCE, la directive habitats et d'autres directives européennes et engagements internationaux (patrimoine mondial, Convention de Ramsar...).

Des débits alternatifs compatibles avec le bon potentiel écologique ou conformes aux dérogations prévues à l'article 4 de la DCE peuvent prendre en compte des considérations de coûts disproportionnés et d'activités de développement humain durable.

### Exigences des écosystèmes aquatiques relatives au débit

Les dispositions de la DCE reconnaissent le rôle essentiel de la quantité et de la dynamique des eaux pour soutenir la qualité des écosystèmes aquatiques et la réalisation des objectifs environnementaux.

Ce lien a suscité beaucoup d'intérêt dans la littérature scientifique qui s'est développée au cours des 3 dernières décennies. La reconnaissance du rôle primordial que joue le régime hydrologique dans la détermination des habitats physiques, lesquels

déterminent à leur tour la composition biotique et soutiennent la production et la viabilité des écosystèmes aquatiques, est bien documentée. Au-delà de la seule prise en compte des débits minimaux en périodes sèches, cette base de connaissances souligne la nécessité d'inclure toutes les composantes du débit comme objectifs opérationnels en vue d'une gestion quantitative des eaux, depuis les débits de base (y compris débits d'étiage) jusqu'au régime de crue (amplitude, fréquence, durée, occurrence et taux de variation).

---

<sup>1</sup> COM(2012) 673

## **Une définition pratique des débits écologiques pour la mise en œuvre de la DCE**

Dans le contexte du présent document d'orientation, le groupe de travail a choisi d'utiliser le terme de « débits écologiques » répondant à la définition suivante :

**Les débits écologiques sont considérés dans le contexte de la DCE comme « un régime hydrologique compatible avec la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE dans les masses d'eau naturelles de surface telles que mentionnées à l'article 4(1) ».**

Considérant l'article 4(1) de la DCE, les objectifs environnementaux se réfèrent à :

- la non détérioration de l'état existant
- l'atteinte du bon état écologique dans les masses d'eau naturelles de surface,
- le respect des normes et objectifs pour les zones protégées, y compris celles désignées comme zones de protection des habitats et des espèces, où le maintien ou l'amélioration de l'état des eaux est un facteur important de leur protection, notamment les sites Natura 2000 pertinents désignés dans le cadre des directives oiseaux et habitats <sup>2</sup>.

Lorsque les masses d'eau peuvent être désignées comme masses d'eau fortement modifiées et/ou qu'elles bénéficient d'une dérogation, les exigences y afférentes en termes de régime d'écoulement doivent être établies en tenant compte de la faisabilité technique et des impacts socio-économiques sur l'usage qui serait affecté par la mise en œuvre des débits écologiques. Les débits à mettre en œuvre dans ces masses d'eau ne sont pas couverts par la définition pratique du débit écologique et il y sera fait distinctement référence. Ceux-ci sont, dans une certaine mesure, abordés dans le document d'orientation.

## **Recommandations pour la prise en compte des débits écologiques dans la mise en œuvre de la DCE**

Ces recommandations consistent en des « messages clés » regroupés dans le document d'orientation et listés au début de chacun des chapitres 3 à 8.

Une prise en compte progressive des recommandations du présent document d'orientation est attendue des États membres dans leur mise en œuvre de la DCE. Le présent document a été rédigé avec les États membres dans l'année précédant la finalisation de leur projet de plans de gestion des districts hydrographiques pour le 2<sup>ème</sup> cycle. Les États membres sont invités à examiner dans quelle mesure les recommandations du présent document d'orientation peuvent figurer dans ces plans de gestion des districts hydrographiques avant leur adoption en décembre 2015, et dans les étapes ultérieures de planification telles que la révision des programmes de surveillance, en rendant opérationnels leurs programmes de mesures d'ici décembre 2018 et en mettant en œuvre les mesures tout au long du 2<sup>ème</sup> cycle. La pleine prise en compte de certaines recommandations (p. ex. concernant l'analyse des pressions et impacts abordée au chapitre 4) ne sera évidemment possible que lors de la préparation du troisième cycle.

---

<sup>2</sup> Directives 92/43/CEE et 79/409/CEE

## **Pré-requis**

- La directive-cadre sur l'eau, ainsi que les directives oiseaux et habitats, fixent des objectifs contraignants de protection et de conservation des écosystèmes tributaires de l'eau. Ces objectifs ne peuvent être atteints que si les régimes d'écoulement à même de les soutenir sont garantis. L'établissement et le maintien des débits écologiques, au sens employé dans le présent document, sont donc essentiels pour atteindre ces objectifs. Par conséquent, la prise en compte des débits écologiques doit figurer dans les cadres nationaux, y compris ceux contraignants le cas échéant, en faisant clairement référence aux diverses composantes du régime d'écoulement naturel (et pas seulement au débit minimum), et à la nécessité de relier leur définition aux exigences biologiques conformément aux objectifs de la DCE et des directives oiseaux et habitats ; les dérogations doivent être justifiées conformément à celles prévues au titre de la DCE.
- Il est recommandé que ces cadres incluent les moyens d'assurer une mise en œuvre efficace des débits écologiques, p. ex. en imposant leur prise en compte dans la planification stratégique pour le développement des usages ayant un impact (p. ex. irrigation, énergie hydraulique, navigation, défense contre les crues...) et dans le processus d'autorisation.

## **Débits écologiques dans l'évaluation de l'état et objectifs environnementaux**

- L'évaluation du régime hydrologique est explicitement requise par la DCE lors de l'attribution du très bon état écologique.
- Pour les autres classes, la classification de l'état écologique doit s'appuyer sur des méthodes biologiques sensibles à toutes les pressions existantes, en particulier les pressions hydrologiques. La classification d'une masse d'eau soumise à des pressions hydrologiques importantes, au moyen des seules méthodes biologiques qui ne sont pas sensibles à l'altération hydrologique, peut conduire à une surestimation de l'état écologique qui ne serait pas conforme à la DCE. Dans le cas où de telles méthodes ne sont pas encore disponibles, il est urgent que les États membres les développent, en fournissant les indicateurs plus particulièrement sensibles aux pressions hydrologiques tenant compte de la relation entre hydrologie, morphologie et impacts biologiques. L'existence avérée d'une forte altération hydrologique devrait donner lieu à la mise en place d'un contrôle (opérationnel ou d'enquête) et d'une action appropriés afin d'atténuer significativement l'impact.
- La définition du débit écologique doit englober tous les objectifs environnementaux visés à l'article 4(1) (non détérioration, atteinte du BEE, respect des exigences spécifiques aux zones protégées le cas échéant).
- Le maintien de l'état de conservation des habitats et espèces tributaires de l'eau, protégés au titre des directives oiseaux et habitats, peut nécessiter des conditions de débit qui diffèrent ou vont au-delà de celles requises pour atteindre le BEE ou maintenir le TBEE. Ces exigences spécifiques doivent être identifiées et prises en compte dans la mise en œuvre des différentes étapes de la DCE.

## **Évaluation des pressions et impacts hydrologiques**

- L'analyse visée à l'article 5 de la DCE doit évaluer minutieusement les pressions importantes altérant le régime d'écoulement qui ont un impact sur la biologie risquant de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux.
- Les impacts écologiques des altérations hydrologiques et leur importance doivent être évalués finalement à l'aide d'indicateurs biologiques s'appuyant sur des données de surveillance qui sont spécifiquement sensibles aux altérations hydrologiques.
- Dans un certain nombre de cas, les indicateurs biologiques disponibles ne détectent pas les pressions hydrologiques ou ne sont pas assez spécifiques pour isoler leur

contribution à l'incidence globale sur l'état écologique. Dans la mesure où le régime hydrologique est reconnu comme un facteur clé de la qualité de l'écosystème aquatique, l'évaluation de l'importance de l'impact de la pression hydrologique peut assez largement s'appuyer sur une évaluation des altérations hydrologiques du débit du cours d'eau.

- Les altérations hydrologiques les plus fortes peuvent, dans nombre de cas, être déjà détectées grâce à des outils simples prenant en compte l'importance des pressions ou de l'altération spatio-temporelle des habitats.

### **Établissement des programmes de surveillance**

- La définition appropriée des débits écologiques et leur mise en œuvre efficace requièrent une quantité importante de données hydrologiques issues de la surveillance du régime hydrologique ; les approches de modélisation peuvent, dans une certaine mesure, compléter des données de surveillance insuffisantes.

- Les programmes de surveillance doivent être adaptés pour apporter une meilleure représentation des altérations hydrologiques et de leur impact sur l'habitat/la morphologie et la biologie, et soutenir effectivement l'atteinte des débits écologiques.

- Des informations suffisantes sur l'hydrologie doivent être recueillies pour permettre une estimation du régime d'écoulement actuel et de son écart avec le régime d'écoulement naturel.

- L'élaboration d'un contrôle opérationnel hydrologique doit porter sur les pressions hydrologiques sur les eaux de surface et eaux souterraines et elle doit être privilégiée là où une action est vraisemblablement nécessaire.

- La surveillance intégrée des éléments de qualité hydrologique, morphologique et biologique permettra d'estimer l'efficacité de l'action de restauration du débit dans le cadre du programme de mesures.

- La première étape pour remédier au changement climatique est de savoir en quoi l'hydrologie est affectée et comment elle évolue sur le long terme ; l'hydrologie, incluse dans le contrôle de surveillance, renseignera sur l'évolution à long terme du régime d'écoulement naturel.

### **Définition des débits écologiques et analyse de l'écart avec la situation actuelle**

- Pour être cohérente avec les objectifs environnementaux visés à l'article 4(1), la définition des débits écologiques doit résulter d'un processus technique/scientifique exempt de considération pour les impacts socio-économiques associés. Ces derniers ne doivent être pris en compte qu'au moment de l'établissement du régime d'écoulement à mettre en œuvre dans les MEFM ou les masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation, conformément aux conditions fixées par la DCE.

- Pour alimenter la définition des débits écologiques, nombre de méthodes ont été développées et peuvent être utilisées, différant entre elles principalement en termes d'intégration d'aspects biologiques, d'échelle, de complexité et de volume de données requises.

- Le choix de la méthode la plus appropriée dépend de la disponibilité des données ressources (y compris données de surveillance) et de l'importance des pressions. Les méthodes purement hydrologiques peuvent constituer une approche satisfaisante pour couvrir l'ensemble du bassin hydrographique ; une approche plus détaillée sera nécessaire pour entreprendre des actions spécifiques, affectant potentiellement les usages socio-économiques, afin d'en assurer l'efficacité.

- Dans les cas où les altérations hydrologiques risquent de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux, l'évaluation de l'écart entre le régime d'écoulement actuel et le débit écologique est une étape cruciale pour orienter l'élaboration du programme de mesures.

## **Mesures pour atteindre les débits écologiques**

- Afin de réaliser les objectifs environnementaux de la DCE dans les cours d'eau, les programmes de mesures (PDM) doivent assurer la préservation des débits écologiques et leur restauration.
- Parmi les mesures de base, la maîtrise des prélèvements d'eaux de surface et d'eaux souterraines, des retenues, et autres activités ayant un impact sur l'hydromorphologie, constituent un élément essentiel pour préserver et restaurer les débits écologiques, via le processus d'autorisation et la révision régulière des autorisations.
- Nombre de mesures complémentaires peuvent s'avérer nécessaires pour soutenir la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE. Dans nombre de cas, la combinaison de mesures hydrologiques (assurant le maintien des débits écologiques vis-à-vis de tout prélèvement et toute régulation du débit) et de mesures morphologiques (améliorant les habitats aquatiques afin de les rendre moins vulnérables aux altérations du débit) peut représenter le meilleur rapport coût-efficacité.
- Les PDM doivent permettre de développer les connaissances sur les exigences de l'écosystème fluvial relatives au débit, tant à grande échelle qu'à celle du site si nécessaire.
- Une évaluation minutieuse des coûts associés à la mise en œuvre doit être réalisée pour éclairer le choix des mesures ou combinaisons de mesures les plus rentables.
- Ces dernières considérations ne sauraient être utilisées pour corriger les valeurs associées aux débits écologiques, qui doivent découler d'un processus technique / scientifique ; elles constituent néanmoins des informations utiles en vue de la possible désignation d'une masse d'eau en tant que MEFM ou pour justifier une dérogation.

## **Masses d'eau fortement modifiées et dérogations**

- Les seules altérations hydrologiques (sans modification fondamentale dans la morphologie) peuvent, dans des circonstances très spécifiques, justifier la pré-désignation de masses d'eau fortement modifiées (MEFM), laquelle doit habituellement reposer uniquement sur l'identification de modifications fondamentales dans la morphologie.
- La définition du débit écologique et l'identification des mesures nécessaires pour l'atteindre et parvenir au BEE doivent, lorsque l'hydrologie est altérée de façon importante, être considérées comme faisant partie des critères de désignation des MEFM et sont nécessaires pour justifier que ces mesures ne puissent être prises.
- Une évaluation minutieuse du régime hydrologique à atteindre doit être réalisée dans la définition du bon potentiel écologique, conjointement aux mesures d'atténuation visant à améliorer les conditions de débit ; selon la nature et l'importance de l'altération morphologique, le régime hydrologique compatible avec le BPE peut être très proche des débits écologiques.
- De même, une dérogation au titre de l'article 4(5) peut être justifiée par une pression hydrologique importante ; cette justification nécessitera la définition du débit écologique et l'identification des mesures nécessaires pour l'atteindre. Le régime d'écoulement à mettre en œuvre dans la masse d'eau doit être le plus proche possible du débit écologique. Lorsque l'hydrologie n'est pas le motif de la dérogation, le régime hydrologique doit correspondre par défaut au débit écologique identifié pour soutenir un BEE, à moins que des éléments probants justifient l'établissement d'un régime hydrologique différent qui soutienne l'objectif alternatif.

## **Participation du public**

- Étant donné l'importance des débits écologiques pour la réalisation des objectifs environnementaux et les impacts potentiels des mesures associées sur les usagers, les dispositifs participatifs sont particulièrement décisifs pour l'atteinte des débits écologiques.
- Le succès dépendra finalement d'une interaction efficace avec les acteurs, des élus

aux usagers locaux, et de la capacité à communiquer sur la nécessité des débits écologiques auprès de ceux dont les intérêts sont affectés.

- La participation du public concernant les débits écologiques doit être favorisée dans toutes les phases du processus de planification de la DCE, depuis sa conception, son plan de mise en œuvre, jusqu'au suivi de sa mise en œuvre effective, en veillant à ce que la participation se poursuive dans les cycles ultérieurs de planification.

---

## Table des matières

<b>Résumé de la politique</b> .....	<b>2</b>
Pourquoi ce document.....	2
Ce dont le présent document traite (et ne traite pas) .....	2
Exigences des écosystèmes aquatiques relatives au débit .....	2
Une définition pratique des débits écologiques pour la mise en œuvre de la DCE.....	3
Recommandations pour la mise en œuvre des débits écologiques dans le processus de la DCE .....	3
Pré-requis.....	5
Débits écologiques dans l'évaluation de l'état et objectifs environnementaux.....	5
Évaluation des pressions et impacts hydrologiques .....	5
Établissement des programmes de surveillance .....	6
Définition des débits écologiques et analyse de l'écart avec la situation actuelle ..	6
Mesures pour atteindre les débits écologiques .....	7
Masses d'eau fortement modifiées et dérogations .....	7
Participation du public .....	7
<b>Table des matières</b> .....	<b>9</b>
<b>Partie I : Introduction</b> .....	<b>11</b>
1.1. Mandat.....	11
1.2. Champ d'application .....	11
1.3. Structure du document et processus rédactionnel .....	12
<b>Partie II : Concepts</b> .....	<b>13</b>
2. L'objectif de l'établissement des débits écologiques .....	13
2.1. La pertinence du régime hydrologique pour l'état des masses d'eau .....	13
2.2. Concepts de débits environnementaux .....	21
2.3. Définition pratique des débits écologiques dans le contexte de la DCE .....	23
<b>Partie III : Compréhension et recommandations pour la prise en compte des débits écologiques dans la mise en œuvre de la DCE</b> .....	<b>24</b>
3. Pré-requis .....	25
3.1. Le cadre légal européen concernant les débits écologiques.....	25
3.2. Législation et recommandations sur les débits écologiques dans les États membres.....	26
4. Débits écologiques dans l'évaluation de l'état et objectifs environnementaux .	29
4.1. Régime hydrologique dans l'évaluation de l'état écologique.....	31
4.2. Non détérioration de l'état .....	32
4.3. Débits écologiques pour atteindre le bon état écologique (BEE).....	33
4.4. Débits écologiques et objectifs de conservation dans les zones protégées au titre des directives oiseaux et habitats .....	33
5. Évaluation des pressions et impacts hydrologiques.....	36

5.1. Évaluation des pressions et impacts hydrologiques dans le cycle de planification .....	36
5.2. Méthodologies pour évaluer les pressions et impacts hydrologiques .....	39
6. Établissement des programmes de surveillance .....	48
6.1. Combinaison de la surveillance biologique, morphologique et hydrologique...	48
6.2. Surveillance hydrologique .....	50
6.3. Évaluation de l'efficacité des mesures portant sur les débits écologiques .....	52
6.4. Rentabilité de la surveillance hydrologique.....	54
6.5. Modélisation hydrologique et hydraulique.....	55
7. Définition des débits écologiques et analyse de l'écart avec la situation actuelle .....	56
7.1. Méthodologies disponibles pour estimer les débits écologiques .....	56
7.2. Choix d'une méthode appropriée.....	63
7.3. Analyse de l'écart au débit écologique .....	66
8. Mesures pour atteindre les débits écologiques.....	68
8.1. Mesures hydrologiques pour les usages et activités ayant un impact.....	68
8.2. Amélioration des connaissances et priorisation .....	71
8.3. Combinaison avec des mesures non hydrologiques .....	74
8.4. Rentabilité des mesures portant sur les débits écologiques .....	76
9. Masses d'eau fortement modifiées et dérogations .....	77
9.1. Cours d'eau fortement modifiés.....	77
9.2. Dérogations au titre de l'article 4(4) – délai étendu .....	78
9.3. Dérogations au titre de l'article 4(5) – objectif environnemental moins strict	79
9.4. Dérogations au titre de l'article 4(6) – sécheresse prolongée .....	79
10. Participation du public .....	81
10.1. Objectifs de la participation du public concernant les débits écologiques.....	81
10.2. Participation concernant les débits écologiques au long du processus de planification de la DCE.....	82
<b>Partie IV : Prochaines étapes .....</b>	<b>86</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>87</b>
A. Liste des études de cas recueillies .....	87
B. Passage en revue de la législation et des méthodologies dans les États membres pour la définition des débits écologiques et/ou environnementaux.....	90
B.1. Législation se référant aux débits écologiques et/ou environnementaux	90
B.2. Méthodologies d'évaluation des écarts dans les débits écologiques .....	95
C. Méthodes d'évaluation hydrologique.....	100
C.1. Indicateurs d'altération hydrologique (IAH) .....	100
C.2 Indicateurs d'altération hydrologique dans les cours d'eau (IAHRIS) .....	103
D. Références .....	105

## Partie I : Introduction

### 1.1. Mandat

S'appuyant sur une évaluation des progrès accomplis dans la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau (DCE), dans son 1<sup>er</sup> cycle de gestion, le plan d'actions pour la sauvegarde des ressources en eau de l'Europe, (Blueprint<sup>3</sup>) a souligné l'urgente nécessité de résoudre au mieux le problème du captage excessif d'eau, deuxième pression la plus courante sur l'état écologique des eaux de l'UE, et de reconnaître qu'« *en ce qui concerne l'eau, la qualité et la quantité sont étroitement liées au concept de "bon état"* ». Ceci exige une reconnaissance dans toute l'UE des débits écologiques, c.-à-d. des « *volumes d'eau nécessaires à l'écosystème aquatique pour continuer à se développer et à fournir les services dont nous avons besoin* ».

Pour ce faire, le Blueprint a proposé, dans le cadre de la stratégie commune de mise en œuvre (CIS : Common Implementation Strategy) de la directive-cadre sur l'eau (DCE), la rédaction d'un document d'orientation qui offre une définition européenne des débits écologiques et une compréhension commune de leur mode de calcul, afin que les débits écologiques puissent être appliqués dans le prochain cycle des plans de gestion des districts hydrographiques devant être adoptés d'ici fin 2015. L'élaboration d'un tel document d'orientation sur les débits écologiques d'ici 2014 figurait dans le programme de travail de la CIS et a été confiée à un nouveau groupe de travail dédié qui a pu s'appuyer sur les précédentes activités de la CIS.

### 1.2. Champ d'application

L'objet du présent document est de proposer des orientations incitant à une prise en compte commune des débits écologiques pour soutenir la réalisation des objectifs environnementaux de la directive-cadre sur l'eau (DCE) en remédiant aux pressions affectant le régime hydrologique (p. ex. prélèvements d'eaux de surface et d'eaux souterraines et barrages-réservoirs). Couvrant l'ensemble du processus de mise en œuvre de la DCE, il développe les étapes au cours desquelles la prise en compte des débits écologiques est essentielle.

Une prise en compte progressive des recommandations du présent document d'orientation est attendue des États membres dans leur mise en œuvre de la DCE. Le présent document a été rédigé avec les États membres dans l'année précédant la finalisation de leur projet de plans de gestion des districts hydrographiques pour le 2<sup>ème</sup> cycle. Les États membres sont invités à examiner dans quelle mesure les recommandations du présent document d'orientation peuvent figurer dans ces plans de gestion des districts hydrographiques avant leur adoption en décembre 2015, et dans les étapes ultérieures de planification telles que la révision des programmes de surveillance, en rendant opérationnels leurs programmes de mesures d'ici décembre 2018 et en mettant en œuvre les mesures tout au long du 2<sup>ème</sup> cycle. Évidemment, une pleine prise en compte de certaines recommandations (p. ex. concernant l'analyse des pressions et impacts abordée au chapitre 4) ne sera possible que lors de la préparation du troisième cycle.

Le public cible du présent document est constitué des décideurs responsables de l'élaboration des plans de gestion des districts hydrographiques, ainsi que des personnes chargées de leur mise en œuvre/praticiens, spécialistes et scientifiques apportant leurs contributions respectives. Ceci inclut les décideurs politiques et experts responsables de la conservation des habitats (réseau et zones protégées Natura 2000) et de la coordination internationale (au niveau du bassin hydrographique).

---

<sup>3</sup> COM(2012) 673

---

Bien que sa définition pratique des débits écologiques et certaines de ses recommandations puissent s'appliquer à d'autres catégories d'eaux de surface (telles que plans d'eau et eaux de transition), le document d'orientation porte sur la situation des cours d'eau et se concentre principalement sur les masses d'eau naturelles. Ceci reflète :

- la nécessité de se concentrer d'abord sur ces masses d'eau, avant d'examiner quelles orientations supplémentaires peuvent être appropriées concernant les autres catégories d'eau pour faciliter le processus du plan de gestion des districts hydrographiques ;
- le manque d'information et d'exemples qui ont pu être recueillis sur les autres catégories d'eau dans le cadre du processus rédactionnel, dû à la composition du groupe et au délai relativement court consacré à l'élaboration du présent document ;
- la nécessité de coordonner la production du présent document d'orientation avec l'activité de la CIS en cours concernant l'interétalonnage du bon potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées.

La prise en compte du changement climatique, bien que très pertinente s'agissant des débits écologiques, est abordée de façon très limitée dans le présent document, reflétant le manque d'expérience du groupe de travail sur le sujet.

### **1.3. Structure du document et processus rédactionnel**

Le document d'orientation inclut un résumé à l'attention des décideurs qui regroupe notamment tous les messages clés traités plus en détail dans le corps du document. Le corps du document comporte une partie explicative, exposant pourquoi les débits écologiques sont essentiels à la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE et conduisant à une définition pratique des débits écologiques aux fins de la mise en œuvre de la DCE. La troisième partie du document examine les différentes étapes du processus de planification de la DCE et développe des messages-clés afin d'aider les États membres dans la prise en compte des débits écologiques chaque fois que cela est pertinent. Cette partie est illustrée par des références à des pratiques existantes et à des expériences dans les États membres qui ont été recueillies tout au long du processus rédactionnel sous la forme d'études de cas. Ces études de cas sont regroupées dans un document distinct car elles n'ont pas fait l'objet d'une évaluation et relèvent de la responsabilité de leurs auteurs individuels. Les enseignements tirés de ces études de cas figurent dans le document d'orientation aux sections correspondantes.

Le présent document est le résultat du groupe de travail de la CIS sur les débits écologiques qui s'est réuni en séance plénière à 3 reprises entre octobre 2013 et octobre 2014. Il a été approuvé par les directeurs de l'eau des États membres de l'UE le 24 novembre 2014.

La rédaction a été coordonnée par Thomas Petitguyot (Commission européenne, DG Environnement) et Victor Arqued (Magrama, Espagne) en qualité de co-présidents, avec la participation de Max Linsen (Ministère de l'infrastructure et de l'environnement, Pays-Bas), Nataša Smolar-Zvanut (Institut de l'eau de la République de Slovénie), Maria Helena Alves (Agence portugaise de l'environnement), Nikos Skoulikidis & Christos Theodoropoulos (Centre hellénique de la recherche marine, Grèce), Martina Bussetini (ISPRA, Italie), Kathryn Tanner (Agence pour l'environnement, Royaume-Uni), Jorge Ureta (Magrama, Espagne) et Eva Hernández-Herrero (WWF) en qualité de principaux rédacteurs coordinateurs des différents chapitres. Guido Schmidt (Fresh-Thoughts Consulting GmbH) et Rafael Sánchez Navarro ont apporté leur soutien en qualité de consultants (Contrat 07.0307/2013/664902/ENV C.I).

## Partie II : Concepts

Ce chapitre fournit les bases techniques et scientifiques concernant les débits écologiques (fondements, concepts clés, utilités). Ces notions étant déterminantes pour une bonne compréhension de l'importance des débits écologiques, le public cible est constitué de tous les groupes d'acteurs impliqués dans ou concernés par la gestion de l'eau, en particulier les autorités de bassins hydrographiques, les décideurs politiques, l'industrie, le commerce, l'agriculture, les gestionnaires des zones protégées, les chercheurs, les universitaires et les étudiants et, enfin, le grand public.

Tout au long du présent document d'orientation, le terme « débit écologiques » fait référence à un débit soutenant spécifiquement la mise en œuvre de la DCE et la réalisation de ses objectifs (cf. définition pratique à la section 2.3, tandis que les « débits environnementaux » recouvrent des concepts développés dans d'autres contextes (p. ex. littérature scientifique et internationale)).

### 2. L'objectif de la mise en place de débits écologiques

La présente section analyse le rôle que le régime hydrologique joue et peut jouer dans les écosystèmes aquatiques, le besoin en débits écologiques et leur influence sur la réalisation des objectifs de la DCE.

#### 2.1. La pertinence du régime hydrologique pour l'état des masses d'eau

##### 2.1.1. Le régime hydrologique et l'état écologique des masses d'eau

La directive-cadre sur l'eau a pour objectif de maintenir et d'améliorer la qualité des écosystèmes aquatiques dans l'UE. La DCE impose une classification des eaux de surface via l'évaluation de leur état ou de leur potentiel écologique, et de leur état chimique. L'annexe V de la DCE définit explicitement les éléments de qualité qui doivent être utilisés pour l'évaluation de l'état/du potentiel écologique. Pour chaque catégorie d'eaux de surface, la liste des éléments de qualité est subdivisée en 3 groupes de « paramètres » : (1) paramètres biologiques ; (2) paramètres hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques ; et (3) paramètres chimiques et physicochimiques soutenant les paramètres biologiques. Le régime hydrologique fait partie des paramètres hydromorphologiques.

Toutes les catégories de masses d'eau de surface (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition ou eaux côtières) incluent le régime hydrologique comme variable pertinente qui affecte l'état écologique (tableau 2.1).

Tableau 2,1 : Le régime hydrologique dans la définition de l'état écologique (annexe V 1.2 de la DCE)

Catégorie d'eau	Paramètre hydromorphologique	Définition normative de l'état « très bon »	Définition normative de l'état « bon »	Définition normative de l'état « moyen »
Cours d'eau		La quantité et la dynamique de l'écoulement, et la connexion résultante aux eaux souterraines, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées pour les éléments de qualité biologique afin d'être classés dans bon état	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées pour les éléments de qualité biologique afin d'être classés dans état moyen
Lacs		La quantité et la dynamique de l'écoulement, le niveau, le temps de résidence et la connexion résultante avec les eaux souterraines correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.		
Eaux de transition		Le débit d'eau douce correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.		
Eaux côtières		Le débit d'eau douce ainsi que la direction et la vitesse des courants dominants correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.		

Les premiers plans de gestion des bassins hydrographiques incluait une évaluation des pressions affectant les masses d'eau. Des pressions hydromorphologiques et des habitats altérés ont été rapportés pour une large proportion des masses d'eau classées, en particulier dans les cours d'eau (plus de 40 %) et les eaux de transition (40 %) et pour un tiers dans les masses d'eau « lac ». Plusieurs plans de gestion des bassins hydrographiques ont signalé les prélèvements d'eau comme pression importante affectant l'hydrologie et le régime d'écoulement. Globalement, 8 % des masses d'eau « cours d'eau » européennes sont affectés par les pressions dues aux prélèvements d'eau. Quatre États membres ont identifié une pression due à un prélèvement d'eau qui affectait plus de 20 % de leurs masses d'eau « cours d'eau ». Environ 4 % des masses d'eau « lac » sont affectés par les pressions dues aux prélèvements d'eau (AEE, 2012).

### **2.1.2. Pourquoi le régime d'écoulement est-il si important pour les écosystèmes aquatiques ?**

De nombreux travaux ont établi que le régime d'écoulement joue un rôle primordial dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Junk *et al.*, 1989 ; Poff *et al.*, 1997 ; Bunn et Arthington, 2002 ; Arthington *et al.*, 2006, Poff et Zimmerman 2010). Pratiquement tous les écosystèmes tributaires des cours d'eau, plans d'eau, zones humides et eaux souterraines sont largement influencés par le régime hydrologique. Les variations de l'origine et de la quantité d'eau s'écoulant dans un cours d'eau façonnent les habitats et influencent significativement la qualité de l'eau, la température, le cycle des nutriments, la disponibilité en oxygène, et les processus géomorphologiques qui façonnent les chenaux des cours d'eau et les plaines d'inondation (Poff *et al.*, 1997 ; Richter *et al.*, 1997 ; Ward *et al.*, 1999). De même, le zonage végétal dans les plans d'eau et les zones humides riveraines est influencé par le régime de crue (Mitsch et Gosselink, 2000 ; Keddy, 2002 ; Keddy et Fraser, 2000 ; van der Valk, 1981 ; Acreman, 2003). Les débits d'eau douce depuis l'amont du bassin hydrographique sont un déterminant majeur des conditions environnementales dans les eaux estuariennes et côtières – du fait de leur impact sur les gradients de salinité, les modalités de circulation estuarienne, la qualité de l'eau, l'effet de chasse, et la productivité – et de la répartition et de l'abondance de nombreuses plantes et espèces animales (Batzer et Sharitz, 2006).

Les régimes d'écoulement naturel montrent une variabilité à différentes échelles de temps, y compris saisonnières et interannuelles (cf. figure 2.1), et les biotes indigènes aquatiques et riverains sont adaptés à cette variabilité. Pour cette raison, l'amplitude, la fréquence, la durée, l'occurrence et le taux de variation du régime d'écoulement naturel sont généralement admis comme des éléments clés essentiels à la pérennisation et à la conservation des espèces autochtones et de l'intégrité écologique (Poff *et al.*, 1997 ; Bunn et Arthington, 2002 ; Lytle et Poff, 2004).

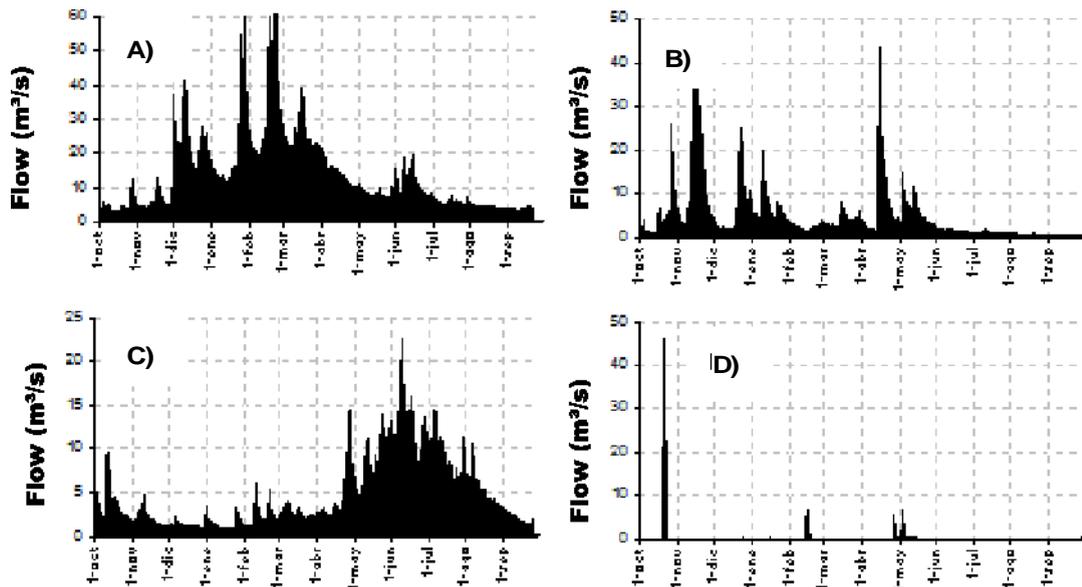


Figure 2.1 : Variabilité du débit naturel mesuré dans quatre cours d'eau espagnols

A) Rivière Cabriel. B) Fleuve Eo. C) Rivière Esera. D) Rivière d'Algésiras  
(Source : données de débit du ROEA (réseau officiel espagnol des stations de jaugeage))

Les résultats de nombreuses études ont conduit Bunn et Arthington (2002) à formuler quatre principes clés pour illustrer en quoi l'altération du régime d'écoulement affecte la biodiversité aquatique dans les cours d'eau et rivières (figure 2.2) :

- i. Le régime hydrologique est un déterminant important de l'habitat physique, lequel détermine à son tour la composition biotique et les stratégies d'évolution biologique.
- ii. Les espèces aquatiques ont évolué en réponse directe au régime hydrologique naturel et aux conditions morphologiques.
- iii. Le maintien des modalités naturelles de connectivité longitudinale et latérale est essentiel à la viabilité des populations d'espèces.
- iv. Le succès de l'invasion d'espèces exotiques et introduites est facilité par l'altération des régimes hydrologiques.

On peut donc affirmer que le régime hydrologique naturel joue un rôle primordial dans la conservation de la biodiversité, dans la production et dans la viabilité des écosystèmes aquatiques, un principe général connu sous le nom de « paradigme du débit naturel » ("natural flow paradigm", Poff *et al.*, 1997).

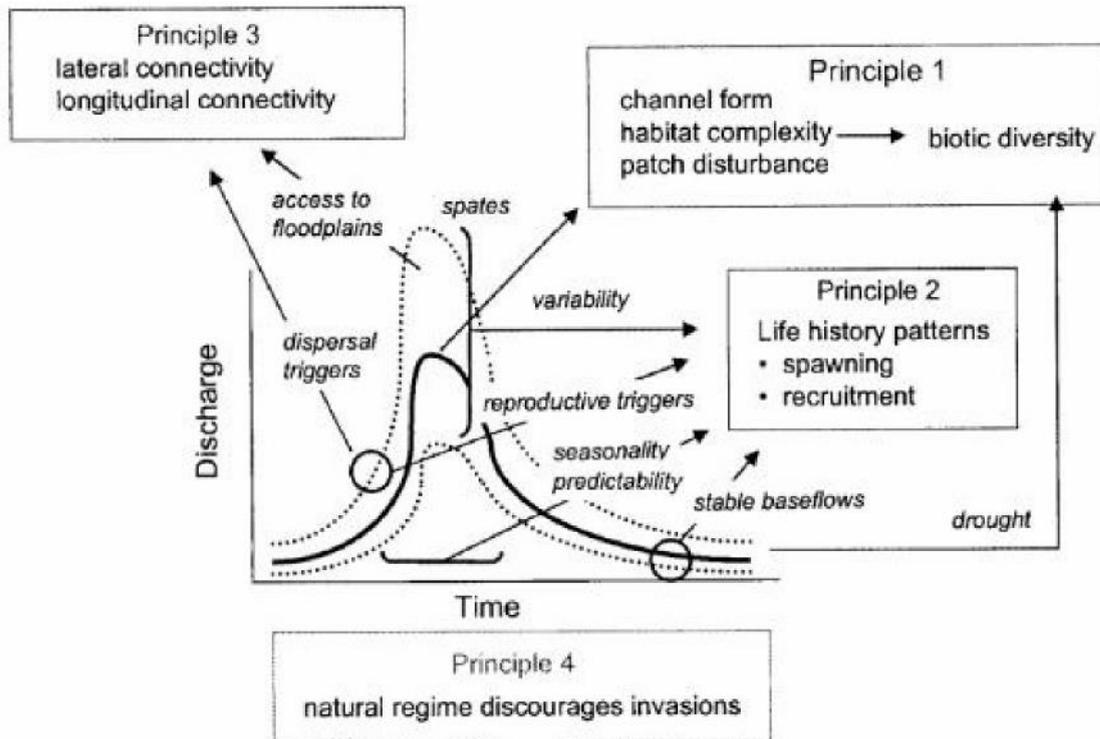


Figure 2.2 : Principes clés soulignant l'importance du régime d'écoulement naturel  
Source : Bunn et Arthington, 2002)

Le lien entre les eaux de surface et les eaux souterraines est essentiel à une bonne analyse des conditions hydrologiques. Le régime d'écoulement dans les écosystèmes aquatiques est, dans bien des cas, fortement tributaire du débit naturel fourni par les eaux souterraines (WFD CIS, 2011a), lequel est :

- une composante stable du débit, particulièrement importante dans le maintien des débits en périodes d'étiage et de sécheresse
- chimiquement différent des débits de surface et donc essentiel au respect de certaines exigences biologiques spécifiques.

Cette contribution souterraine est cruciale pour nombre de cours d'eau et de plans d'eau temporaires qui sont particulièrement répandus dans les États membres méridionaux. Elle joue aussi un rôle majeur dans la protection de la biodiversité et de nombreux sites Natura 2000, dont les habitats et espèces sont tributaires du débit fourni par les eaux souterraines, tant en termes de quantité (p. ex. en offrant à long terme, dans les plaines d'inondation, un refuge stable, essentiel à la survie durant les périodes d'étiage extrême) que de qualité (p. ex. température stable, oxygénation des habitats dans les sédiments, aspects chimiques de l'habitat essentiels pour les espèces adaptées, comme dans les cours d'eau alcalins).

### 2.1.3. Pourquoi un régime d'écoulement pour les écosystèmes aquatiques ?

La structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques sont largement dus aux différents types de débit (étiages, crues, etc.) qui varient au long des heures, journées, saisons, années et à plus long terme (Poff *et al.*, 1997). Des tentatives pour mieux

comprendre le rôle du régime d'écoulement dans la dynamique de l'écosystème ont conduit à distinguer deux grandes situations environnementales. Des situations extrêmes, imposées par des événements extrêmes (c.-à-d. crues et sécheresses<sup>4</sup>), régulent les rythmes des processus, et exercent une pression sélective sur les populations, dictant ainsi le succès relatif des différentes espèces (Resh *et al.*, 1988 ; Hart et Finelli, 1999). Des conditions moins extrêmes, imposées par des débits plus réguliers, permettent une pérennité de l'habitat, ce qui peut contraindre (adapter) les espèces, ou stades de développement, à un habitat ayant des attributs spatiaux et fonctionnels assez spécifiques (Stanford *et al.*, 2005).

Dans cette perspective fonctionnelle de base, les types de débit sont connus sous le nom de « *composantes du débit écologique* » (ou EFCs en anglais : « *environmental flow components* ») (Richter *et al.*, 2006 ; Richter *et al.*, 1997 ; King *et al.*, 2003 ; Poff *et al.*, 1997, The Nature Conservancy, 2011a). Les composantes du débit environnemental peuvent être identifiées et caractérisées à différentes échelles. Généralement, elles sont grossièrement distinguées entre débits de base (y compris étiages) et régime de crue (amplitude, fréquence, durée et occurrence des crues).

Les étiages influent sur la chimie de l'eau, concentrent les espèces proies, assèchent les terres basses dans la plaine d'inondation, et sont souvent associés à des températures de l'eau plus élevées et à des quantités plus faibles d'oxygène dissous (TNC, 2011a). Ces étiages limitent également la connectivité, réduisant ainsi le déplacement de certains organismes aquatiques. Les espèces autochtones pouvant être adaptées aux étiages extrêmes qui se produisent naturellement, ces événements périodiques peuvent leur permettre de concurrencer des espèces invasives généralistes qui ne sont pas adaptées à ces conditions.

D'autre part, le régime de crue joue un rôle essentiel dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème aquatique (TNC, 2011a). Les variations à court terme du débit, provoquées par les crues, peuvent offrir le répit nécessaire face aux conditions de stress des étiages. De faibles crues permettent aux poissons et autres organismes mobiles d'accéder aux plaines d'inondation et aux habitats tels que les chenaux secondaires, les bras morts, les marécages et les zones humides. Ces zones peuvent fournir des ressources trophiques importantes permettant une croissance rapide, offrir un refuge contre les eaux plus courantes et plus froides du chenal principal, ou être utilisées pour le frai et le développement des alevins. Des crues sévères peuvent déplacer des quantités importantes de sédiments, bois et autres matières organiques, former de nouveaux habitats, et améliorer la qualité de l'eau, à la fois dans le chenal principal et la plaine d'inondation. Le rôle des sédiments est assez déterminant du fait de leur interaction avec les « *compartiments* » biologiques et hydromorphologiques.

Par la mobilisation des sédiments fins et grossiers, le régime hydrologique induit des processus géomorphologiques et donc la création d'habitats. Certains débits spécifiques sont particulièrement efficaces dans la mobilisation de la charge de fond et le modelage du chenal du cours d'eau ; ces débits morphogènes sont généralement liés aux crues les plus fréquentes (débits de pointe, d'une récurrence de 1,5 à 3 ans, ou même crues plus fréquentes dans les grands cours d'eau alluviaux). Des méthodes pour estimer les débits morphogènes peuvent être trouvées dans la littérature (p. ex. Biedenharn *et al.*, 2001). Hydrologie et morphologie sont donc étroitement interdépendantes (figure 2.3) : des variations dans le régime hydrologique se refléteront dans les paramètres hydromorphologiques, tels que hauteur d'eau, vitesse d'écoulement, composition du substrat, et géométrie du chenal, qui forment l'habitat hydraulique. En particulier, une altération des débits morphogènes et/ou une interruption de la charge de fond modifieront significativement la géométrie du chenal et donc sa capacité de transport.

---

<sup>4</sup> La sécheresse est un phénomène naturel. Il s'agit d'un fort écart, temporaire et négatif, durant une période significative et sur une vaste région, des valeurs moyennes de précipitations (un déficit pluviométrique), qui peut conduire à une sécheresse météorologique, agricole, hydrologique et socio-économique, selon son importance et sa durée (WFD CIS, 2012).

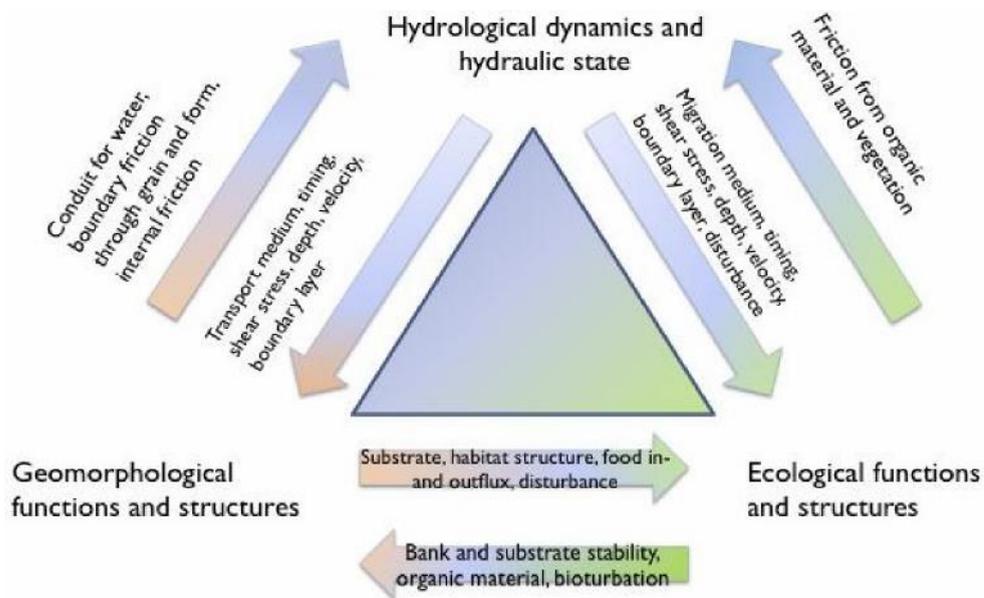


Figure 2.3 : Liens entre géomorphologie, hydrologie et écologie (J. Kling, communication personnelle)

#### 2.1.4. Détérioration de l'écosystème due aux modifications des régimes d'écoulement

Les écosystèmes naturels connaissent certains niveaux de perturbations qui se produisent dans une fourchette de variabilité naturelle (Landres *et al.*, 1999 ; Gayton, 2001 ; Richter *et al.*, 1997 ; Smith et Maltby, 2003). Les perturbations en dehors de cette fourchette, cependant, peuvent exercer une pression sur le système en altérant les processus environnementaux fondamentaux et en générant finalement des facteurs de stress (USEPA, 2005 ; Davies et Jackson, 2006)).

Comme le montre la figure 2.4, les activités humaines, telles que le captage direct d'eau dans les masses d'eau « cours d'eau » et masses d'eau souterraines (prélèvement), et les retenues (construction de barrages-réservoirs ou de déversoirs à des fins diverses) ont considérablement modifié les régimes naturels d'écoulement de nombreux cours d'eau (Ward et Stanford, 1983 ; Poff *et al.*, 1997 ; Nilsson *et al.*, 2005). En considérant que le régime d'écoulement est d'une importance capitale dans le maintien de l'intégrité écologique des hydrosystèmes d'eau douce, la modification du régime d'écoulement doit conduire à une dégradation environnementale (Poff et Zimmerman, 2010 ; Lloyd *et al.*, 2003 ; Naiman *et al.*, 1995, Wright et Berrie, 1987 ; Giles *et al.*, 1991 ; Wood et Petts, 1994 ; McKay et King, 2006).

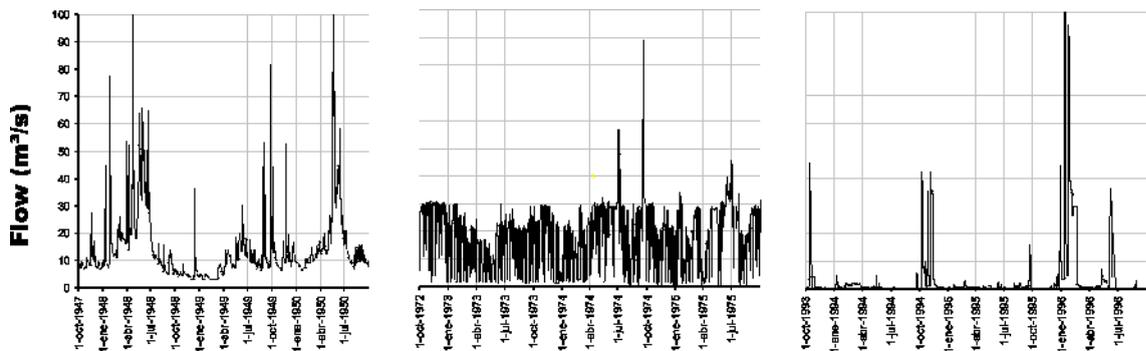


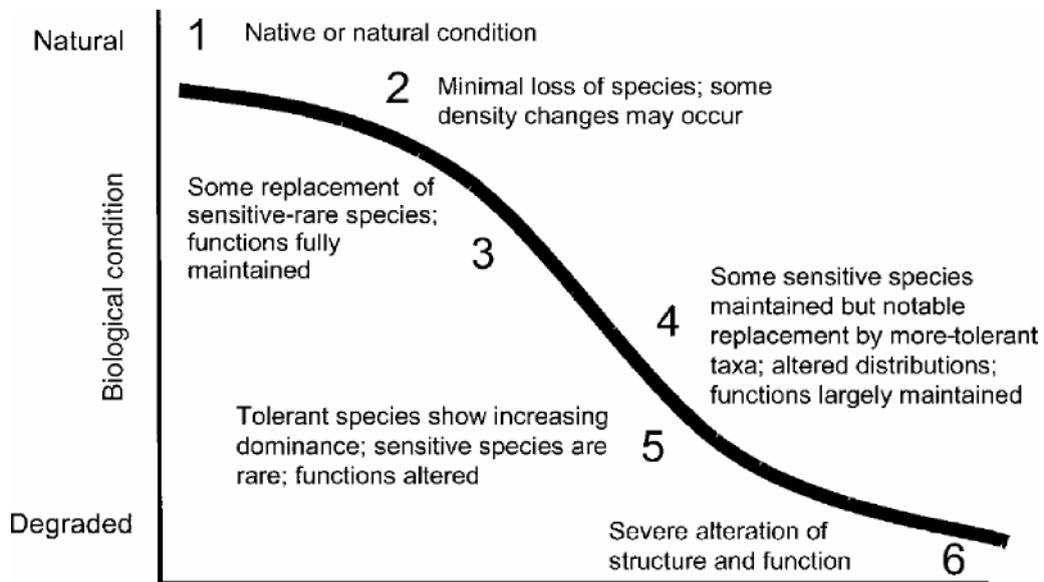
Figure 2.4 Caractéristiques du débit mesuré pour la rivière Noguera Ribagorzana (Espagne) sur trois périodes différentes.

(Source : données de débit du ROEA (réseau officiel espagnol des stations de jaugeage))

L'hydrogramme de gauche montre le régime d'écoulement naturel. Ceux du centre et de droite montrent respectivement un régime d'écoulement modifié par l'exploitation hydroélectrique et la dérivation de l'écoulement

Nombre d'études ont montré les effets d'une modification du régime hydrologique naturel sur les écosystèmes (Poff et Zimmerman, 2010). Une réduction du débit altère la largeur, la profondeur, la distribution des vitesses et des contraintes de cisaillement au sein du système (Statzner et Higler, 1986 ; Armitage et Petts, 1992). Ceci peut modifier la répartition et la disponibilité de l'habitat au sein du cours d'eau, et avoir des effets néfastes sur les populations d'invertébrés et de poissons (Wood *et al.*, 1999). Un lien a également été établi entre les régimes d'écoulement altérés et l'invasion par des espèces exotiques (Baltz et Moyle, 1993 ; Brown et Moyle, 1997 ; Brown et Ford, 2002). La vitesse du courant est un facteur important affectant la répartition et l'assemblage des invertébrés d'eau courante (Statzner *et al.*, 1988), en influant sur leur respiration, leur mode d'alimentation et leurs caractéristiques comportementales (Petts, 2008). Les étiages peuvent entraver la migration des salmonidés et limiter la répartition des géniteurs (Strevens, 1999 ; Old et Acreman 2006).

Ces mécanismes d'impact sont relativement bien connus, cependant il peut s'avérer encore très difficile de diagnostiquer les impacts écologiques des étiages dans des situations particulières (Acreman et Dunbar, 2004). Le gradient de condition biologique ("Biological Condition Gradient", Davies et Jackson, 2006 ; USEPA, 2005) est un modèle conceptuel qui explique la dégradation des écosystèmes aquatiques en fonction du gradient de pression (figure 2.5). En l'absence de modification du débit, les conditions naturelles ou quasi naturelles de l'écosystème aquatique prévalent. Cependant, à mesure que croît l'amplitude de l'altération du débit, la structure et le fonctionnement des systèmes aquatiques s'écartent des conditions « naturelles » vers celles classées comme « fortement altérées ».



(N.B. : les six classes sur le schéma ne peuvent être directement reliées aux classes d'état écologique au sens de la DCE.)

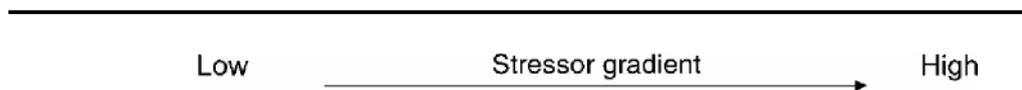


Figure 2.5 : Gradient de condition biologique (Biological Condition Gradient) illustrant la dégradation des écosystèmes en fonction des facteurs de stress

Source : USEPA, 2005

## **2.2. Concept de débits environnementaux**

### **2.2.1. Un concept évolutif**

Historiquement, le concept de débits environnementaux a été développé en réponse à la dégradation des écosystèmes aquatiques due à la surexploitation de l'eau. La reconnaissance de la nécessité de maintenir une quantité minimale d'eau dans un cours d'eau au profit des espèces emblématiques de poissons (p. ex. saumon) a été à l'origine de termes tels que débit minimum, débit réservé et débit minimum biologique.

Un second glissement conceptuel a abouti à orienter le concept vers les multiples aspects de l'écosystème fluvial (Hirji et Panella 2003), reconnaissant le rôle vital de l'ensemble du régime d'écoulement naturel dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Débit environnemental, réserve écologique, allocation de l'eau pour l'environnement ou besoin environnemental en eau, demande environnementale et débit de compensation sont autant de termes utilisés dans différentes régions et par différents groupes pour définir au sens large la quantité d'eau qui est réservée ou restituée pour satisfaire les besoins des écosystèmes aquatiques.

L'approche holistique de l'évaluation des débits environnementaux dans les années 1990 n'était pas restreinte aux seuls processus au sein du cours d'eau, mais englobait tous les aspects des hydrosystèmes, y compris les plaines d'inondation, les masses d'eau souterraines, et les eaux réceptrices en aval telles que les zones humides, les plans d'eau terminaux et les estuaires. Cette approche considérait également toutes les facettes du régime d'écoulement (quantité, fréquence, durée, occurrence, et taux de variation), le caractère dynamique des cours d'eau et les aspects qualitatifs de l'eau (Moore, 2004).

Dans les années 2000, le lien entre débits des cours d'eau et moyens de subsistance (Arthington et Pusey 2003 ; Brown et King 2003) a été pris en compte en intégrant la dimension humaine dans le cadre de l'approche holistique de l'évaluation des débits environnementaux, couvrant les questions paysagères, de dépendance sociale aux écosystèmes aquatiques, de coûts et d'avantages économiques, de protection des caractéristiques culturelles importantes et de fonctions récréatives, de liens avec les processus morphologiques (King, Tharme, *et al.*, Brown 1999 ; Meitzen *et al.*, 2013).

---

Le concept continue d'évoluer et glisse de la vision traditionnelle des quantités minimales d'eau vers une compréhension plus exhaustive et holistique. Ce champ de recherche continuant de progresser et de s'étendre à de nouveaux domaines, il est attendu que différentes interprétations apparaîtront et que de nouveaux aspects seront intégrés (Moore, 2004). Afin de se concentrer sur le rôle des débits dans l'état écologique et de réduire le risque de confusion avec certaines des définitions plus larges sous-tendues par le terme « débits environnementaux », nous nous référons aux « débits écologiques » (plutôt qu'aux « débits environnementaux ») dans le cadre du présent document d'orientation et de mise en œuvre de la DCE.

### **2.2.2. Définitions clés des débits environnementaux**

En dépit du fait que le concept de débits environnementaux existe depuis plus de 40 ans (y compris des termes tels que "débits réservés"), il n'en existe toujours pas de définition normalisée (Moore, 2004). Cette absence de consensus sur la définition des débits environnementaux peut être illustrée en examinant un échantillon de la littérature des 15 dernières années. Le concept de débits environnementaux sur lequel reposent ces définitions correspond à une certaine quantité d'eau laissée dans, ou restituée à, un écosystème aquatique, dans le but particulier de gérer l'état de cet écosystème

(Arthington *et al.*, 2006 ; Brown et King, 2003).

Quelques-unes des définitions les plus pertinentes utilisées au niveau international sont les suivantes :

- i. En 2007, la déclaration de Brisbane a décrit les débits environnementaux comme « *la quantité, la périodicité et la qualité des débits d'eau nécessaires pour préserver les écosystèmes d'eau douce et les estuaires, ainsi que les moyens de subsistance et le bien-être des personnes qui dépendent de ces écosystèmes* ».
- ii. Dyson *et al.* (2003), dans le guide de l'UICN relatif aux débits environnementaux, définissent le concept comme le régime hydrologique fourni à un cours d'eau, une zone humide ou une zone côtière pour maintenir les écosystèmes et leurs avantages, lorsqu'il y a des usages concurrents de l'eau et lorsque les débits sont régulés.
- iii. Le 4<sup>ème</sup> symposium international sur l'écohydraulique (2002) a défini les débits environnementaux comme l'eau qui est laissée dans un système fluvial, ou qui lui est restituée, pour gérer l'état sanitaire du chenal, des rives, des zones humides, des plaines d'inondation ou des estuaires.
- iv. Hirji et Davis (2009) décrivent les débits environnementaux comme « *la qualité, la quantité et la séquence temporelle des débits nécessaires au maintien des composantes, des fonctions, des processus et de la résilience des écosystèmes aquatiques qui fournissent des ressources et des services à la population* ».
- v. Arthington et Pusey (2003) définissent l'objectif des débits environnementaux comme le maintien ou le rétablissement partiel des caractéristiques importantes du régime d'écoulement naturel (c.-à-d. la quantité, la fréquence, le moment et la durée des événements d'écoulement, les taux de variation et de prévisibilité/variabilité) qui sont nécessaires pour maintenir ou rétablir les composantes biophysiques et les processus écologiques des systèmes d'eaux courantes et d'eaux souterraines, des plaines d'inondation et des eaux de réception en aval.
- vi. Tharme (2003) définit le débit environnemental (en anglais EFE : Environmental Flow Assessment) comme la part du régime d'écoulement d'origine d'un cours d'eau qui doit continuer à s'écouler dans le cours d'eau et sur ses plaines d'inondation pour maintenir certaines caractéristiques, de l'écosystème.
- vii. L'International Water Management Institute (IWMI) définit en 2004 les débits environnementaux comme l'approvisionnement en eau des écosystèmes tributaires des eaux douces pour maintenir leur intégrité, leur productivité, leurs services et avantages dans les cas où de tels écosystèmes sont soumis à une régulation du débit ou à une concurrence de multiples usagers de l'eau.
- viii. Brown et King (2003) avancent que les débits environnementaux recouvrent un terme général qui englobe toutes les composantes du cours d'eau, évolue avec le temps, tient compte de la nécessité d'une variabilité du débit naturel, et porte sur des questions sociales et économiques aussi bien que biophysiques.
- ix. Meitzen *et al.* (2013) définissent les débits environnementaux d'après les recommandations de gestion du débit fondées sur l'écologie, pour orienter vers une gestion durable de la ressource en eau qui soutient le bon état des habitats aquatiques et un approvisionnement en eau suffisant pour la société.

### 2.3. Définition pratique des débits écologiques dans le contexte de la DCE

Comme cela a été précisé dans la section précédente, il existe une variété de définitions autour du concept de débits environnementaux. Dans le contexte du présent document d'orientation, le groupe de travail a adopté le terme de « débits écologiques » répondant à la définition suivante :

**Les débits écologiques sont considérés dans le contexte de la DCE comme « un régime hydrologique compatible avec la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE dans les masses d'eau naturelles de surface telles que mentionnées à l'article 4(1) ».**

Considérant l'article 4(1) de la DCE, les objectifs environnementaux se réfèrent à :

- la non détérioration de l'état existant,
- l'atteinte du bon état écologique dans les masses d'eau naturelles de surface,
- le respect des normes et objectifs pour les zones protégées, y compris celles désignées comme zones de protection des habitats et des espèces, où le maintien ou l'amélioration de l'état des eaux est un facteur important de leur protection, notamment les sites Natura 2000 pertinents désignés dans le cadre des directives oiseaux et habitats <sup>5</sup>.

Lorsque les masses d'eau peuvent être désignées comme masses d'eau fortement modifiées et/ou qu'elles bénéficient d'une dérogation, les exigences y afférant en termes de régime d'écoulement doivent être établies en tenant compte de la faisabilité technique et des impacts socio-économiques sur l'usage qui serait affecté par la mise en œuvre des débits écologiques. Les débits à mettre en œuvre dans ces masses d'eau ne sont pas couverts par la définition pratique du débit écologique et seront nommés différemment.

---

<sup>5</sup> Directives 92/43/CEE et 79/409/CEE

### **Partie III : Compréhension et recommandations pour la prise en compte des débits écologiques dans la mise en œuvre de la DCE**

Reconnaissant la nécessité d'une plus grande intégration des aspects qualitatifs et quantitatifs, tant des eaux de surface que des eaux souterraines, cette partie vise à fournir des orientations sur les moyens d'améliorer la gestion quantitative des eaux de surface et des eaux souterraines en prenant en compte les exigences des écosystèmes fluviaux relatives au débit afin de réaliser les objectifs environnementaux. Elle suit étroitement le processus de planification de la DCE tel que décrit dans le document d'orientation n° 11 (WFD CIS 2003a), et la prise en compte attendue des débits écologiques aux différentes étapes est, autant que possible, illustrée à l'aide d'outils/méthodes pratiques développés par les États membres et de références à des études de cas. Dans les masses d'eau affectées par des altérations hydrologiques, les débits écologiques doivent être pris en compte à de nombreuses étapes, notamment i) identification des pressions importantes ; ii) évaluation du risque de ne pas atteindre les objectifs environnementaux ; iii) élaboration du programme de surveillance ; iv) édification d'un programme de mesures rentable pour réaliser les objectifs environnementaux, etc. La prise en compte des débits écologiques doit être intégrée au processus de planification et non pas considérée comme un processus distinct.

*Une étude de cas (1, Autriche, art.5) décrit l'approche autrichienne pour faire le lien entre les différents éléments du processus de la DCE et les débits écologiques. Une analyse approfondie des principales pressions caractéristiques a permis d'élaborer un programme de surveillance de façon beaucoup plus efficace et rentable. Lors de l'élaboration du premier plan de gestion des districts hydrographiques, les résultats de surveillance ont été comparés aux objectifs environnementaux de BEE (analyse d'écart). Dans le même temps, des méthodes d'évaluation biologiques ont été développées grâce à des indicateurs spécifiques sensibles aux altérations hydrologiques et morphologiques, en complément à des indicateurs sensibles aux impacts physico-chimiques. Des valeurs-guides pour les paramètres de débits écologiques ont été fixées concernant le BEE de tous les types de masses d'eau, et des valeurs limites concernant le très bon état. Pour la seconde analyse de pression et d'impact, les valeurs des paramètres de pression/impact hydrologique ont été affinées.*

Le présent document d'orientation n'a pas vocation à fournir des normes contraignantes sur les débits écologiques mais à promouvoir leur prise en compte dans le processus de planification de la DCE, grâce à une compréhension commune de leur définition et à une illustration de leur mise en pratique.

Bien que les chapitres 3 à 8 se concentrent sur les masses d'eau naturelles, la plupart de leurs recommandations s'appliquent également aux masses d'eau fortement modifiées et aux masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation, car les conditions qu'elles doivent respecter exigeront principalement la prise en compte des débits écologiques et les mesures qui seraient nécessaires pour les atteindre. Des considérations spécifiques à ces masses d'eau figurent au chapitre 9.

### 3. Pré-requis

Le présent chapitre développe le cadre légal à l'appui de la mise en œuvre des débits écologiques dans les États membres de l'UE. Il inclut le passage en revue des lois, règlements et recommandations des pays de l'UE concernant les débits écologiques et propose quelques recommandations pour améliorer les législations en vigueur dans les États membres.

#### **Messages clés pour ce chapitre**

- La directive-cadre sur l'eau, ainsi que les directives oiseaux et habitats, fixent des objectifs contraignants de protection et de conservation des écosystèmes tributaires de l'eau. Ces objectifs ne peuvent être atteints que si les régimes d'écoulement à même de les soutenir sont garantis. L'établissement et le maintien des débits écologiques, au sens employé dans le présent document, sont donc essentiels pour atteindre ces objectifs. Par conséquent, la prise en compte des débits écologiques doit figurer dans les cadres nationaux, y compris ceux contraignants le cas échéant, en faisant clairement référence aux diverses composantes du régime d'écoulement naturel (et pas seulement au débit minimum), et à la nécessité de relier leur définition aux exigences biologiques conformément aux objectifs de la DCE et des directives oiseaux et habitats ; les dérogations doivent être justifiées conformément à celles prévues au titre de la DCE.

- Il est recommandé que ces cadres incluent les moyens d'assurer une mise en œuvre efficace des débits écologiques, p. ex. en reliant la planification stratégique pour le développement des usages ayant une incidence (p. ex. irrigation, énergie hydraulique, navigation, défense contre les crues...) et le

#### **3.1. Le cadre légal européen concernant les débits écologiques**

Le cadre légal pour la mise en œuvre des débits écologiques dans les États membres de l'UE est fixé par la DCE et par les directives oiseaux et habitats. Les principaux objectifs de la DCE sont, pour les États membres, de prévenir la détérioration de l'état de toutes les masses d'eau et de protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau, afin de parvenir au bon état écologique au plus tard en 2015. Le régime hydrologique est explicitement identifié dans la directive comme un élément de l'état écologique.

L'objectif des directives oiseaux et habitats est de conserver les habitats et espèces d'importance. Bien qu'il n'y ait pas de référence explicite aux débits écologiques dans ces directives, le régime d'écoulement est pour la plupart des écosystèmes aquatiques un élément crucial, influant sur l'état de conservation des habitats et espèces protégées qui leur sont associés. Les sites qui sont désignés au titre des directives oiseaux et habitats, et où le maintien ou l'amélioration de l'état des eaux est un facteur important de leur protection, sont des « zones protégées » au sens de la DCE (Sánchez et Schmidt, 2012).

Les débits écologiques sont liés aux dispositions légales de ces directives et aux objectifs environnementaux que les États membres sont tenus de réaliser. Par conséquent, la mise en œuvre de ces directives européennes à travers la législation nationale doit inclure, le cas échéant, la préservation et la restauration d'un régime hydrologique compatible avec leurs objectifs environnementaux (p. ex. mesures de base listées à l'article 11(3) (e) et (i), cf. section 8.1) et, par conséquent, la détermination de ces débits écologiques.

Outre ces directives européennes, d'autres engagements internationaux (p. ex. patrimoine mondial, Convention de Ramsar...) peuvent exiger des États membres une protection, un maintien et/ou une restauration appropriés de certains écosystèmes aquatiques. Ces exigences constituent une base juridique supplémentaire pour le maintien et la restauration des débits écologiques dans ces zones (Sánchez et Schmidt, 2012).

### **3.2. Législation et recommandations sur les débits écologiques dans les États membres**

L'information sur les législations concernant les débits écologiques dans les États membres de l'UE a été recueillie lors de l'élaboration du présent document d'orientation et est présentée à l'annexe 1.

La plupart des États membres de l'UE ont élaboré des dispositions dans leur législation se rapportant aux exigences relatives au débit dans les cours d'eau pour tenir compte des besoins des écosystèmes, que ce soit au niveau national ou régional. En 2012, la Commission européenne a évalué la mise en œuvre des débits écologiques dans les plans de gestion des districts hydrographiques (Benítez Sanz et Schmidt, 2012). 88 districts hydrographiques (47 %) avaient, soit déjà mis en œuvre les débits écologiques, soit prévoyaient de les mettre en œuvre dans le cadre du programme de mesures, tandis que 69 autres (34 %) ne témoignaient pas d'une intention explicite à cet égard. Dans 29 districts hydrographiques (16 %), il n'y a pas d'information disponible suffisante pour évaluer la mise en œuvre des débits écologiques dans les plans de gestion des districts hydrographiques. L'existence de recommandations ou règlements nationaux et/ou régionaux concernant la définition des débits écologiques a été établie dans 50 plans de gestion des districts hydrographiques sur 123 (41 %). Des mesures spécifiques ont été prises pour atteindre les débits écologiques dans 61 plans de gestion des districts hydrographiques (50 %) et il faut souligner qu'ils ne coïncident pas avec ces bassins où les recommandations ou règlements généraux sont disponibles, ce qui signifie que certaines autorités de bassins hydrographiques ont dû établir leurs propres normes. La législation des États membres de l'UE emploie différents termes pour désigner ces débits requis, le plus couramment utilisé étant « débit environnemental » ; les autres termes fréquemment rencontrés sont « débit écologique » ou « débit écologique minimum » ; ou, dans certains cas, « débit minimum acceptable », « débit écologiquement acceptable », « débit d'étiage », « débit minimum admissible », « débit résiduel minimum », « débit minimum (d'équilibre) », etc.

Ces différences terminologiques reflètent des différences dans les concepts et définitions, et dans les méthodologies subséquentes utilisées pour définir ces débits. L'information sur les méthodologies développées par les États membres de l'UE concernant les débits écologiques a également été recueillie afin de compléter le présent document d'orientation et elle est présentée à l'annexe 2. Dans nombre d'États membres, ces méthodologies figurent dans la législation sur l'eau, ou bien elle y fait elle-même référence. Même lorsqu'elles ne sont pas contraignantes, les recommandations techniques ont été élaborées par les pouvoirs publics et sont accessibles au grand public.

Cependant, dans la plupart des cas, le passage en revue de la législation et des méthodologies relatives n'a pas prouvé que ces concepts avaient été élaborés en tenant compte directement des exigences de la DCE en termes d'objectifs environnementaux et de définition de l'état écologique. En conséquence, les méthodologies ne prennent généralement pas suffisamment en compte toutes les composantes pertinentes du débit (au-delà du débit minimum qui est le plus fréquemment abordé) qui sont à considérer dans un régime d'écoulement compatible avec les objectifs environnementaux des directives européennes ; la plupart d'entre elles se réfèrent à des valeurs hydrologiques statistiques dont la relation avec les impacts biologiques n'est pas claire ; très peu développent des caractéristiques naturelles hydrologiques, morphologiques et biologiques spécifiques des cours d'eau.

*Une étude de cas (voir CS 2, Espagne, juridique, Legal in « Compilation of case studies », document annexé non traduit) explique comment a été développé le cadre réglementaire sur les débits écologiques en Espagne. Découlant de la loi sur l'eau et reflétant les concepts et critères des*

*directives européennes et les étapes pertinentes du processus de planification de la ressource en eau, la directive sur la planification hydrologique fixe des spécifications techniques pour les éléments suivants : objectifs et composantes du régime de débit écologique, masses d'eau fortement modifiées hydrologiquement, régime d'écoulement durant les sécheresses prolongées, besoins en eau des plans d'eau et zones humides, répercussion du régime de débit écologique sur les usages de l'eau, processus de participation publique concernant le régime d'écoulement et suivi du régime d'écoulement.*

*Une étude de cas (CS 3, Autriche, juridique, Legal) explique comment les valeurs-seuils hydrologiques relatives aux débits écologiques figurant dans la législation nationale (ordonnance relative à l'évaluation de l'état écologique, 2010) ont été définies en Autriche. Les valeurs-seuils pour les paramètres de débits écologiques ont été définies pour la quantité de débit – consistant en un débit de base et une part dynamique, une vitesse d'écoulement, une hauteur d'eau, une hauteur d'eau journalière/des fluctuations journalières du débit et une surface mouillée (étendue de l'habitat et caractéristiques naturelles) – afin d'assurer les objectifs écologiques et biologiques de la DCE (BEE) et combinées, ensuite, en vue d'une définition des débits écologiques, tenant compte de la typologie fluviale et des caractéristiques de débit naturel spécifiques au site. Ces valeurs ont été éprouvées par l'évaluation d'un nombre important de données de surveillance biologique et hydrologique, afin d'assurer le BEE.*

*Une étude de cas (CS 4, Slovaquie, juridique, Legal) décrit la législation élaborée pour la mise en œuvre des débits écologiquement acceptables en Slovaquie. Le « décret sur les critères de détermination et sur le mode de surveillance et de déclaration concernant le débit écologiquement acceptable » a été élaboré en 2009, sur la base de l'article 71 de la loi sur l'eau en Slovaquie (2002). Le décret comporte six chapitres incluant dispositions générales, critères, mode de surveillance, supervision, dispositions pénales et dispositions transitoires. Le décret prescrit l'utilisation de l'une ou l'autre des deux approches pour la détermination d'un « débit écologiquement acceptable » (« Ecologically Acceptable Flow » - EAF), à savoir l'approche écologique et l'approche « holistique » qui prend également en compte des aspects biologiques, chimiques et hydromorphologiques, à la demande des requérants au titre du droit de l'eau.*

Il existe dans les États membres de grandes différences en matière de législation et d'approches méthodologiques des débits écologiques ; ceci risque de conduire à des décisions différentes en diverses régions d'Europe, et à une mise en œuvre potentiellement inéquitable des exigences environnementales de l'UE.

Cet état des lieux peut être le reflet des connaissances actuelles en écohydrologie, ainsi que d'autres facteurs tels que la disponibilité des données, les capacités de modélisation, l'expérience, les compétences et les ressources financières. Néanmoins, il est recommandé que la législation des États membres évolue pour affirmer la compréhension commune des objectifs des directives européennes en termes de régimes d'écoulement à préserver et, lorsque nécessaire, à restaurer.

Il est recommandé que les États-membres élaborent des cadres nationaux efficaces sur les débits écologiques qui pourront être mis en pratique avec les compétences appropriées. Ces cadres nationaux doivent fournir une base claire pour délivrer et régir l'usage de l'eau, les attributions, les droits de l'eau et les autorisations : dans tous les cas, les débits écologiques doivent figurer dans les plans de gestion des districts hydrographiques. L'élaboration de cadres nationaux sur les débits écologiques, scientifiquement crédibles, tenant compte de leurs spécificités régionales et locales, sera une contribution majeure à la résolution des conflits liés à une surexploitation de la ressource en eau et à la réalisation des objectifs écologiques de l'UE. Il est particulièrement important que cette compréhension commune des débits écologiques et sa mise en œuvre efficace soient intégrées à la

gestion des bassins hydrographiques transfrontaliers.

En ce sens, il est recommandé que les cadres nationaux incluent :

- une définition conceptuelle des débits écologiques faisant clairement référence, à la fois à la quantité et à la dynamique du débit, et à leur cohérence avec les objectifs environnementaux requis au titre de la DCE
- les débits écologiques en tant qu'exigence contraignante le cas échéant :
  - o pour tous les usages de l'eau (en particulier prélèvement, retenue, régulation de débit) dans leurs différentes caractéristiques (eaux de surface et eaux souterraines, réversibles et irréversibles, périodiques et permanents...) ;
  - o dans la planification stratégique pour le développement des usages ayant un impact ;
  - o dans la délivrance des nouvelles autorisations ;
  - o dans la révision des droits de l'eau existants.
- les conditions de dérogation à cette exigence doivent être compatibles avec les dérogations correspondantes dans la DCE (articles 4 (4) à (7)).
- responsabilité clairement établie en matière de validation de la définition des débits écologiques et de contrôle de leur atteinte
- dispositions pénales dissuasives en cas d'infraction aux exigences réglementaires.

Il est également recommandé que les méthodologies ou recommandations nationales incluent :

- l'approche méthodologique et les méthodes pour la détermination des débits écologiques qui incluent des éléments pertinents sur l'écosystème aquatique, au moins les éléments de qualité de la DCE ;
- un ensemble de procédures qui peuvent être choisies selon le type d'usage, le type de cours d'eau et la relation entre les eaux de surface et les eaux souterraines le cas échéant ;
- les données requises pour la détermination des débits écologiques ;
- les exigences en matière de surveillance et de déclaration aux autorités compétentes ;
- les exigences pour assurer la transparence des méthodologies et résultats vis-à-vis de toutes les parties intéressées, y compris les usagers de l'eau.

Ce dispositif doit permettre l'adaptation des prescriptions légales aux conditions locales spécifiques (en termes d'usage et d'environnement). Les méthodes concernant les débits écologiques doivent être intégrées dans les plans de gestion des districts hydrographiques et englober les questions juridiques et les aspects liés à la gouvernance.

#### **4. Débits écologiques dans l'évaluation de l'état et objectifs environnementaux**

Lors de l'établissement des objectifs environnementaux pour les eaux naturelles de surface, l'article 4 de la DCE exige que les États membres prennent les mesures nécessaires afin de i) prévenir la détérioration de l'état et ii) atteindre le bon état écologique au plus tard en 2015. Il exige également la réalisation des objectifs spécifiques pour les zones protégées établies au titre de la législation communautaire. Les objectifs (i) et (ii) sont exprimés en termes d'état écologique, où le régime hydrologique est une composante clé à prendre en compte dans la classification elle-même (TBEE) ou pour vérifier le niveau de confiance de l'évaluation (BEE).

N.B. : bien que le document d'orientation se concentre sur les objectifs environnementaux pour les cours d'eau, il est rappelé que les débits écologiques sont également applicables à l'état quantitatif des eaux souterraines. Afin d'atteindre un bon état quantitatif des eaux souterraines, le niveau des eaux souterraines ne doit pas être soumis à des altérations anthropiques qui aboutiraient à compromettre la réalisation des objectifs environnementaux pour les eaux de surface associées, ou à toute diminution dans l'état de ces eaux. Les exigences relatives au débit de ces masses d'eau sont obtenues via 2 tests décrits dans le document d'orientation de la CIS n° 18 (WFD CIS 2009a) :

- Test « équilibre prélèvement-ressource » : pour qu'une masse d'eau souterraine soit considérée en bon état pour ce test, les prélèvements annuels moyens à long terme dans la masse d'eau souterraine ne doivent pas excéder la recharge moyenne à long terme moins le débit écologique requis à long terme. Ce test prend en compte les effets cumulatifs dans la masse d'eau, il s'agit d'un test à l'échelle de la masse d'eau.

Test « eaux de surface » : Pour qu'une masse d'eau souterraine soit considérée en bon état pour ce test, il ne doit y avoir aucune diminution importante de la qualité écologique des eaux de surface qui conduirait à un échec dans les objectifs fixés à l'article 4 pour les eaux de surface (objectifs relatifs aux masses d'eau de surface à l'échelle locale). Ce test nécessite de déterminer le débit nécessaire dans les masses d'eau de surface (associées aux masses d'eau souterraines) pour soutenir l'atteinte (ou le maintien) du bon état écologique. Pour les cours d'eau, les impacts dus au prélèvement d'eaux souterraines peuvent être considérés comme une réduction du débit.

### **Messages clés pour ce chapitre**

- L'évaluation du régime hydrologique est explicitement requise par la DCE lors de l'attribution du très bon état écologique.
- Pour les autres classes d'état écologique, la classification doit s'appuyer sur des méthodes biologiques sensibles à toutes les pressions existantes, en particulier les pressions hydrologiques. La classification d'une masse d'eau soumise à des pressions hydrologiques importantes, au moyen des seules méthodes biologiques qui ne sont pas sensibles à l'altération hydrologique, peut conduire à une surestimation de l'état écologique qui ne serait pas conforme à la DCE. Dans le cas où de telles méthodes ne sont pas encore disponibles, il est urgent que les États membres les développent, en fournissant les indicateurs plus particulièrement sensibles aux pressions hydrologiques tenant compte de la relation entre hydrologie, morphologie et les impacts sur la biologie. Les preuves d'une forte altération hydrologique doivent déclencher un contrôle (opérationnel ou d'enquête) et une action appropriés afin d'atténuer significativement l'impact.
- La définition du débit écologique doit englober tous les objectifs environnementaux visés à l'article 4(1) (non détérioration, atteinte du BEE, respect des exigences spécifiques aux zones protégées le cas échéant).
- Le maintien de l'état de conservation des habitats et espèces tributaires de l'eau, protégés au titre des directives oiseaux et habitats, peut nécessiter des conditions de débit qui diffèrent ou vont au-delà de celles requises pour atteindre le BEE ou maintenir le TBEE. Ces exigences spécifiques doivent être identifiées et prises en compte dans la mise en œuvre des différentes étapes de la DCE.

#### 4.1. Régime hydrologique dans l'évaluation de l'état écologique

Comme vu au chapitre 2, le régime hydrologique est une variable des écosystèmes aquatiques étroitement corrélée à de nombreuses caractéristiques physico-chimiques telles que la température de l'eau, la morphologie du chenal, et la diversité d'habitats, qui sont essentielles à la préservation de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques (Poff *et al.*, 1997).

Plus précisément, le régime hydrologique est l'un des éléments de qualité hydromorphologique soutenant les éléments de qualité biologique et il doit donc être pris en compte pour la classification de l'état écologique. Comme indiqué dans le document d'orientation de la CIS n° 13 sur la classification de l'état écologique, les valeurs des éléments de qualité hydromorphologique doivent être explicitement prises en compte lors de l'attribution aux masses d'eau d'un très bon état écologique. Pour les autres classes d'état écologique, les éléments de qualité hydromorphologique sont nécessaires à l'obtention de « conditions compatibles avec l'atteinte des valeurs spécifiées pour les éléments de qualité biologique » et la DCE n'exige pas explicitement de les prendre en compte lors de l'attribution aux masses d'eau d'un état écologique bon, moyen, médiocre ou mauvais, qui peut reposer sur les seuls résultats de la surveillance des éléments de qualité biologique (et aussi, dans le cas du bon état écologique, des éléments de qualité physico-chimique). Ceci vaut particulièrement lorsque l'ensemble de résultats de la surveillance des éléments de qualité biologique couvre et reflète toutes les pressions dues aux activités anthropiques sur l'état écologique de la masse d'eau.

Cependant, plusieurs études ont démontré que, bien que la biologie en général soit fortement affectée par l'hydrologie, la plupart des méthodes développées jusqu'ici pour l'évaluation des éléments de qualité biologique :

- soit sont largement insensibles aux principales altérations hydrologiques (cf. par exemple Poff et Zimmerman 2010, Friberg *et al.*, 2011, Demars *et al.*, 2012, Friberg 2014).

- soit répondent à de nombreuses pressions dont la contribution respective peut être difficile à établir. À titre d'exemple, l'altération de la composition d'une communauté piscicole peut être reliée à une altération hydromorphologique mais aussi à un repeuplement, une pêche ou une introduction, massives d'espèces exotiques.

Ces limites ont été rapportées en détail dans le projet REFORM du 7<sup>ème</sup> PCRD (Rinaldi *et al.*, 2013) : seules 24 % des méthodes développées pour les macrophytes, 21 % pour les invertébrés benthiques, et 40 % pour les poissons sont sensibles aux modifications du débit. Les indicateurs disponibles pour le phytobenthos ne détectent pas les altérations hydromorphologiques. Ceci reflète le fait que la plupart des méthodes d'évaluation ont été historiquement conçues pour évaluer la dégradation globale de la qualité de l'eau, principalement en termes de pollution organique (Friberg, 2014, Bradley *et al.*, 2012).

Il est actuellement impératif de continuer à développer des méthodes biologiques pour fournir des indicateurs plus spécifiquement sensibles aux pressions hydrologiques et à l'altération des composantes du débit (amplitude, fréquence, durée, occurrence et taux de variation). Environ 69 % des espèces de poissons d'eau douce étudiées dans l'Union européenne montrent une réponse importante aux pressions hydromorphologiques (Friberg *et al.*, 2013). Les indicateurs utilisant la structure des populations par taille et par âge sont particulièrement sensibles aux altérations du débit. De même, des indicateurs sur les macroinvertébrés benthiques ont été développés (p. ex. indice LIFE, Extence *et al.*, 1999), et des taxons spécifiques montrent une réponse importante à l'altération du débit. Ces types de méthodes présentent un intérêt évident à être développées davantage.

Lorsque les méthodes d'évaluation biologique sensibles aux pressions hydrologiques n'ont pas encore été développées et mises en œuvre, les résultats de la surveillance des éléments de qualité biologique, à eux seuls, ne sont pas suffisants pour garantir que les pressions hydrologiques sont sans incidence importante sur l'état de la masse d'eau, au sens de la définition normative à l'annexe V 1.2 de la DCE. Cette faille potentielle est particulièrement importante à considérer dans les situations où tous les éléments de qualité biologique indiquent un bon état alors que les données sur les pressions hydrologiques, et/ou les données issues de la surveillance hydrologique, indiquent que la masse d'eau est soumise à une altération importante du régime d'écoulement. Attribuer à une telle masse d'eau la classe « bon état » peut conduire à une surestimation de l'état écologique qui ne serait pas conforme à la DCE. Dans le cas où de telles méthodes ne sont pas encore disponibles, il est urgent que les États membres les développent, en fournissant les indicateurs plus particulièrement sensibles aux pressions hydrologiques tenant compte de la relation entre hydrologie, morphologie et impacts biologiques. Les preuves d'une forte altération hydrologique doivent déclencher un contrôle (opérationnel ou d'enquête) et une action appropriés afin d'atténuer significativement l'impact.

*Une étude de cas (CS 5, Royaume-Uni, Tummel) compare les résultats de classification du potentiel écologique au moyen de critères hydrologiques et biologiques dans la rivière Tummel (Perthshire, Écosse) soumise à une altération hydromorphologique due aux installations hydroélectriques et qui, à ce titre, est désignée comme MEFM. En appliquant les nouvelles normes sur les débits écologiques définies au Royaume-Uni, il lui serait attribué la classe de potentiel écologique « médiocre » ou « mauvais », car elle ne satisfait pas aux critères hydrologiques. L'application, des méthodes existantes d'évaluation de la DCE démontre que la rivière Tummel serait probablement en état écologique « bon », ou « très bon », s'il était classé d'après les indices biologiques et non d'après l'hydrologie. Cette étude de cas souligne les résultats contradictoires consécutifs à l'absence de métriques sensibles à la pression sur le débit*

*Cf. également l'étude de cas CS 6 (Italie) référencée à la section 6.3.*

#### **4.2. Non détérioration de l'état**

En règle générale, assurer la non détérioration de l'état des masses d'eau exige de prévenir activement toute nouvelle altération importante dans le régime hydrologique.

Cette considération est particulièrement importante pour les masses d'eau initialement classées en très bon état écologique pour lequel, aux termes de l'annexe V 1.2.1 de la DCE, « il n'y a pas ou très peu d'altérations anthropogéniques des valeurs des éléments de qualité hydromorphologique par rapport aux valeurs associées aux conditions non perturbées ». Pour les cours d'eau, cela est traduit dans la définition du régime hydrologique pour la classe « très bon état » : « La quantité et la dynamique du débit, et la connexion résultante aux eaux souterraines, correspondent totalement, ou presque totalement, aux conditions non perturbées. »

La prise en compte des débits écologiques est particulièrement appropriée pour assurer une non détérioration dans le cas d'un projet nouvellement proposé qui altérerait les conditions hydrologiques dans la masse d'eau. Dans ce cas, la définition des débits écologiques est nécessaire pour permettre d'évaluer *ex ante* l'impact sur la biologie, et si le BEE serait maintenu ou détérioré, de façon scientifique, transparente et reproductible.

Le plan de gestion des districts hydrographiques peut inclure les méthodes opérationnelles visant à définir une quantité et une dynamique de débit « presque totalement non perturbées » qui doivent refléter les connaissances scientifiques les plus à jour. À titre d'illustration, les orientations sur les normes environnementales au Royaume-Uni, « UK TAG Guidance on Environmental Standards (UK TAG, 2008) » fixent comme objectifs de débit pour les cours d'eau en très bon état écologique (TBEE) de ne pas s'écarter de plus de 5 % des débits naturels lorsque ceux-ci sont inférieurs au Q95 (débit dépassé 95 % du temps sur une longue période d'enregistrement), et de plus de 10 % dans les autres cas.

En Angleterre et au Pays de Galles, ceci a été interprété dans les orientations suivantes pour l'évaluation des composantes du régime hydrologique des masses d'eau cours d'eau.

Quatre catégories d'impacts anthropiques sont testées séparément, le résultat final étant déterminé par le résultat le moins favorable (principe du « one out-all out »). Ces quatre tests sont :

- Prélèvements réels dans la fourchette de 5 % du Q95 ;
- Débit réel dans la fourchette de 5 % du Q95 ;
- Superficie totale de la retenue devant être inférieure à 1 % du bassin hydrographique amont ;
- Superficie des zones urbaines et suburbaines inférieure à 20 % du bassin hydrographique amont et superficie des zones urbaines inférieure à 10 % du bassin hydrographique amont.

#### **4.3. Les débits écologiques pour atteindre le bon état écologique (BEE)**

La DCE ne précise pas le régime d'écoulement requis pour atteindre le bon état mais exige que le régime d'écoulement offre les conditions « compatibles avec l'atteinte des valeurs spécifiées pour les éléments de qualité biologique ». Le régime hydrologique s'écarte de la fourchette du régime presque naturel mais en est suffisamment proche pour ne pas avoir d'impact sur les éléments de qualité biologique au-delà des valeurs spécifiées pour le BEE.

Les débits écologiques, en tant que régime hydrologique compatible avec le BEE, doivent assurer le bon fonctionnement de l'écosystème conformément aux conditions biologiques spécifiques des cours d'eau. Cela signifie que les valeurs identifiées pour le régime hydrologique doivent être appropriées au type de masse d'eau auquel elles s'appliquent.

Les méthodes possibles pour définir un tel régime sont décrites à la section 7.1.

#### **4.4. Débits écologiques et objectifs de conservation dans les zones protégées au titre des directives oiseaux et habitats**

Les normes requises pour réaliser l'objectif assigné à une zone protégée sont les normes biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques dans les eaux de surface et eaux souterraines qui sont nécessaires pour soutenir la réalisation des objectifs de conservation qui ont été établis pour ces zones. L'article 4(2) de la DCE dispose que, lorsque plus d'un objectif s'applique à une masse d'eau, l'objectif le plus contraignant doit s'appliquer. Il est donc nécessaire de vérifier si le débit qui est compatible avec l'atteinte du BEE (ou la non détérioration du TBEE) dans la masse d'eau est suffisamment proche des conditions non perturbées pour soutenir la réalisation de l'objectif spécifique de la zone protégée.

Le registre des zones protégées dans les plans de gestion des districts hydrographiques (art. 6 de la DCE) couvre tout site Natura 2000 (« zones spéciales de conservation » et « zones de protection spéciale », comme désignées respectivement au titre des directives habitats et oiseaux) lorsqu'un ou plusieurs habitats et une ou plusieurs espèces<sup>6</sup> sont directement tributaires de l'état des eaux et que la présence de ces espèces ou habitats a été à l'origine de la désignation de cette zone protégée. Il existe un large éventail de types de dépendance à l'égard de l'eau parmi les habitats et espèces Natura 2000. Les questions les plus fréquentes concernant la relation entre la DCE et les directives « nature » ont été abordées dans un document préparé par la DG Environnement<sup>7</sup>. Le tableau 6 fixe les critères écologiques utilisés pour identifier ces habitats et espèces vraisemblablement directement tributaires de l'état des eaux.

**Tableau 4.1 : Critères écologiques utilisés au RU pour l'identification des habitats et espèces Natura 2000 qui sont directement tributaires de l'état des eaux – Source : WFD CIS (2003b)**

Natura 2000 SPECIES	Natura 2000 HABITATS
1.a Aquatic species living in surface waters as defined in Article 2 of the Water Framework Directive (e.g. bottle-nose dolphin, freshwater pearl mussel)	2.a Habitats which consist of surface water or occur entirely within surface water, as defined in Article 2 of the Water Framework Directive (e.g. oligotrophic waters; estuaries; eelgrass beds)
1.b Species with at least one aquatic life stage dependent on surface water (i.e. species that use surface water for breeding; incubation, juvenile development; sexual maturation, feeding or roosting - including many Natura bird and invertebrate species)	2.b Habitats which depend on frequent inundation by surface water, or on the level of groundwater (e.g. alluvial alder wood, blanket bog, fens)
1.c Species that rely on the non-aquatic but water-dependent habitats relevant under 2.b and 2.c in the habitats column of this Table (e.g. Killarney fern).	2.c Non-aquatic habitats which depend on the influence of surface water - e.g. habitats reliant on the spray or humidity caused by a surface water body (bryophyte-rich gorges)

L'article 2(2) de la directive Habitats précise que les mesures prises dans les sites Natura 2000 « visent à assurer le maintien ou le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire ». L'état de conservation sera considéré comme « favorable » aux habitats et espèces lorsque les critères fixés à l'article 1 (e) et 1 (i) sont respectés (tableau 4.1).

L'article 6(1) de la directive Habitats précise que les mesures de conservation nécessaires doivent correspondre « aux exigences écologiques des types d'habitats naturels de l'annexe I et des espèces de l'annexe II présents sur les sites ». Bien que la directive Habitats ne comporte aucune définition des « exigences écologiques », l'objet et le contexte de l'article 6(1) indiquent que celles-ci impliquent tous les besoins écologiques des facteurs biotiques et abiotiques nécessaires pour assurer l'état de conservation favorable des types d'habitats et espèces, y compris leurs relations avec l'environnement (air, eau, sol, végétation, etc.) (CEC, 2000).

Les régimes d'écoulement sont plus généralement importants pour la conservation des espèces tributaires de l'eau. Par conséquent la définition des débits écologiques pour les masses d'eau comprises dans une telle zone protégée doit être compatible avec l'atteinte de l'état de conservation favorable aux espèces et habitats concernés.

<sup>6</sup> Cette disposition se rapporte aux types d'habitats aquatiques visés à l'annexe I ou aux espèces aquatiques visées à l'annexe II de la directive habitats ou aux espèces d'oiseaux d'eau visées à l'annexe I de la directive oiseaux

<sup>7</sup><http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/FAQ-WFD%20final.pdf>

*Une étude de cas (CS 7, Scottish Natural Heritage, Pearl Mussel - moule perlière) explique les exigences relatives au débit écologique de la moule perlière d'eau douce (Margaritifera margaritifera L.), une espèce menacée, dont il ne reste que quelques populations durables. Les meilleurs exemples dans les pays de l'UE en sont les nouvelles « zones spéciales de conservation » au titre de la directive Habitats. Les moules perlières ont des exigences environnementales élevées, incluant la présence d'hôtes salmonidés pour le stade larvaire, de faibles concentrations en nutriments, et des substrats relativement stables, bien triés. On sait également que les régimes d'écoulement sont directement ou indirectement essentiels, pourtant on dispose de peu d'informations sur ce qui constitue les « débits écologiques » pour les moules perlières.*

*Une étude de cas (CS 8, Italie, crayfish - écrevisse) décrit une définition des débits écologiques basée sur les exigences de l'écrevisse à pattes blanches (Austropotamobius pallipes), une espèce menacée incluse aux annexes II et V de la directive Habitats (92/43/CEE). Les populations locales italiennes ont significativement diminué au cours des dernières décennies, et sont actuellement localisées dans les cours d'eau en très bon état écologique. Grâce à un modèle de simulation d'habitat à méso-échelle (MesoHABSIM) et à une analyse de chroniques hydrologiques, des modèles de gestion du débit ont été définis pour représenter les modifications de l'habitat au cours du temps et identifier pour l'*A. pallipes* les conditions de stress créées par une limitation persistante de la disponibilité de l'habitat. Comme de si petits cours d'eau peuvent ne pas disposer de données écologiques et données de débit, la présente méthodologie offre un outil pour établir des recommandations sur le débit lorsque peu de données sont actuellement disponibles*

*Cf. également CS 9 (Grèce) référencée à la section 7.1.2.*

## 5. Évaluation des pressions et impacts hydrologiques

Le présent chapitre vise à fournir des orientations pour l'évaluation des pressions et impacts sur l'hydrologie réalisée dans le cadre de l'analyse requise au titre de l'article 5 de la DCE et de sa révision périodique (Etat des lieux).

Il s'appuie sur le passage en revue de plusieurs méthodes et approches pour évaluer les pressions sur l'hydrologie, en appréciant leurs avantages et limites, et propose des critères pour évaluer les modifications dans le régime hydrologique et leur impact sur l'état écologique.

### Messages clés pour ce chapitre

- L'analyse visée à l'article 5 doit évaluer minutieusement les pressions importantes altérant le régime des débits qui ont un impact sur la biologie risquant de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux.
- Les impacts écologiques des altérations hydrologiques et leur importance doivent être évalués finalement à l'aide d'indicateurs biologiques s'appuyant sur des données de surveillance qui sont spécifiquement sensibles aux altérations hydrologiques.
- Dans le cas où les indicateurs biologiques disponibles ne détectent pas les pressions hydrologiques ou ne sont pas assez spécifiques pour isoler leur contribution à l'impact global sur l'état écologique, et compte tenu que le régime hydrologique est reconnu comme un facteur-clé de la qualité des écosystèmes aquatiques, l'évaluation de l'impact de la pression sur l'hydrologie peut, dans une large mesure, reposer sur une évaluation des altérations hydrologiques du débit du cours d'eau.
- Les altérations hydrologiques les plus fortes peuvent, dans nombre de cas, être déjà détectées grâce aux outils prenant en compte l'importance des pressions ou de l'altération spatio-temporelle des habitats.

### 5.1. Évaluation des pressions et impacts hydrologiques dans le cycle de planification

La DCE introduit, dans son article 13, un cycle de planification des districts hydrographiques d'une durée de 6 ans, exigeant que le plan de gestion des districts hydrographiques, démarré en 2009, soit révisé et mis à jour en 2015, 2021 et ainsi de suite (figure 5.1).

Dans chaque cycle de planification, précédant chaque plan de gestion des districts hydrographiques, et comme établi à l'article 5 de la DCE, une révision de l'analyse des pressions et impacts et une évaluation des risques doivent être effectuées afin de déterminer « si » des pressions importantes, et « lesquelles », risquent de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux, définis au titre de l'article 4 de la DCE.

La révision de l'analyse des pressions et impacts est un élément-clé du processus de planification, requise pour l'élaboration des programmes de surveillance (article 8 de la DCE), pour la définition des objectifs environnementaux (article 4 de la DCE) et pour l'élaboration des programmes de mesures (article 11 de la DCE).

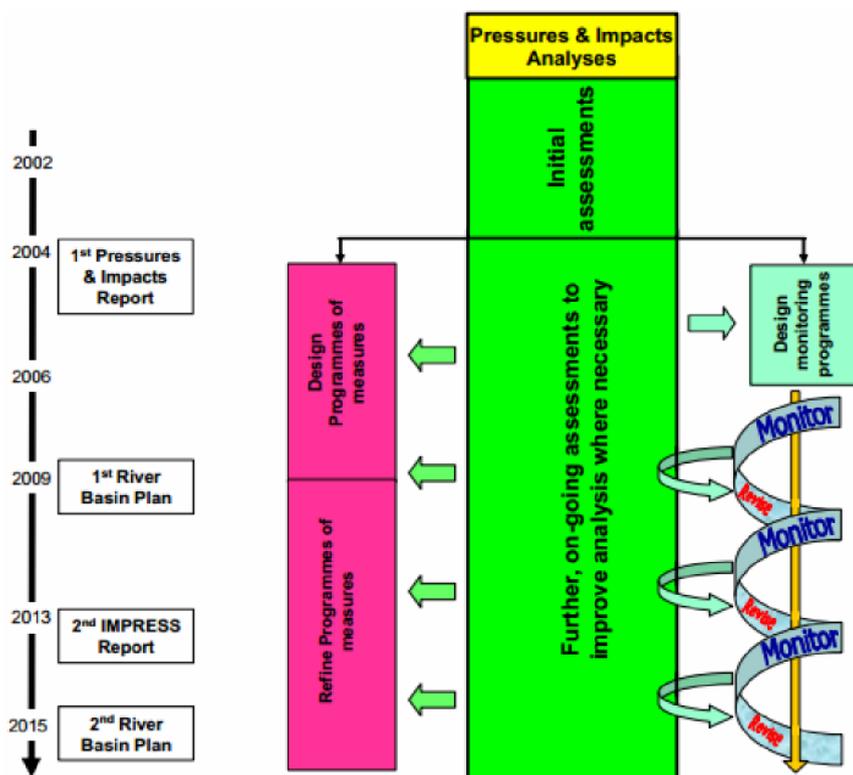


Figure 5.1 : L'analyse des pressions et impacts est un élément clé du cycle de planification.  
SOURCE : WFD CIS, 2003c.

Aux termes de l'annexe II 1.4 de la DCE, cette analyse visée à l'article 5 doit explicitement inclure les pressions hydrologiques via :

- l'« estimation et identification des captages importants d'eau à des fins urbaines, industrielles, agricoles et autres, y compris les variations saisonnières et la demande annuelle totale, et des pertes d'eau dans les systèmes de distribution » ;
- l'« estimation et identification de l'impact des régulations importantes du débit d'eau, y compris les transferts et dérivations d'eau, sur les caractéristiques générales du débit et les équilibres hydrologiques ».

Cette analyse doit utiliser les données de surveillance recueillies lors des programmes de contrôle de surveillance et des programmes de contrôle opérationnel, en bénéficiant des meilleures connaissances actuelles sur la relation entre les pressions et les impacts et l'état écologique. Les recommandations clés pour cette analyse figurent dans le document d'orientation de la CIS n° 3 (WFD CIS, 2003a), notamment en ce qui concerne le cadre d'évaluation forces motrices, pression, état, impact, réponse (DPSIR en anglais) à utiliser. Appliqué à la pression hydrologique, l'approche DPSIR inclut les étapes suivantes :

- a) Description des « forces motrices » sur l'hydrologie ;
- b) Identification des pressions hydrologiques ayant des impacts éventuels sur l'état de la masse d'eau, en prenant en compte leur amplitude et la vulnérabilité de la masse d'eau vis-à-vis de ces pressions ;
- c) Évaluation des impacts résultant des pressions hydrologiques ;
- d) Évaluation du risque de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux de la masse d'eau.

L'évaluation des pressions hydrologiques sur une masse d'eau doit avoir lieu lorsqu'au moins l'une des « forces motrices » potentiellement responsables des altérations du régime hydrologique est présente dans cette masse d'eau, ou dans les masses d'eau souterraines dont les débits sortants contribuent au débit du cours d'eau, ou dans les masses d'eau en amont dans le bassin hydrographique, comme décrit au tableau 5.1 et illustré à la figure 5.2. Cette évaluation doit, en particulier, être effectuée en aval des principales structures de prélèvement d'eaux de surface ou de régulation du débit ou, par défaut, à, ou à proximité de, l'extrémité aval d'une masse d'eau ou d'un ensemble de masses d'eau, de préférence à des stations de jaugeage. Cette évaluation doit de préférence être réalisée en comparant le régime hydrologique avant et après les principaux prélèvements, construction de structures de régulation du débit ou changements d'occupation des sols, via une analyse statistique des chroniques de débits journaliers.

**Tableau 5.1 : Cadre d'évaluation Force motrice, Pression, État, Impact, Réponse (DPSIR) appliqué aux pressions et impacts sur l'hydrologie – D'après : WFD CIS, 2003c, Bradley *et al.*, 2012.**

Terme	Définition
Force motrice	Une activité anthropique créant une demande en eau qui peut avoir un effet sur l'hydrologie telle que l'agriculture (irrigation), l'industrie, l'approvisionnement en eau, la production d'électricité, etc.
Pression	L'effet direct de la force motrice, tel qu'un prélèvement et une retenue d'eau pour satisfaire la demande en eau : <ul style="list-style-type: none"> <li>• prélèvement direct (p. ex. prélèvement d'eaux souterraines et d'eaux de surface, barrage hydroélectrique au fil de l'eau) ;</li> <li>• prélèvements variant de façon saisonnière (p. ex. irrigation par aspersion) ;</li> <li>• retenues pour l'approvisionnement en eau, production d'énergie hydroélectrique, autres usages de l'eau ou atténuation des crues ;</li> <li>• transferts d'eau à d'autres masses d'eau, sous-bassins, bassins ou districts hydrographiques ;</li> </ul>
État	Effets des pressions sur l'environnement physique : <ul style="list-style-type: none"> <li>• effets hydrologiques directs qui résultent des pressions ;</li> <li>• effets hydrauliques qui résultent des modifications hydrologiques ;</li> <li>• effets géomorphologiques directs ou indirects (y compris érosion-sédimentation) ;</li> <li>• modifications dans la qualité de l'eau (p. ex. température, charges en nutriments et en sédiments) ;</li> <li>• combinaison de ceux-ci (parallèlement à d'autres propriétés physicochimiques), créant l'état de l'habitat dans lequel vivent les organismes aquatiques, qui est le principal lien entre les pressions exercées par l'utilisation humaine de l'eau et les organismes aquatiques.</li> </ul>
Impact	Réponses des organismes individuels, populations et communautés, et des fonctions de l'écosystème.
Réponse	Les mesures prises pour améliorer l'état de la masse d'eau, telles que les débits écologiques, l'allocation globale de l'eau et les règles spécifiques de prélèvement, règles de gestion du débit des barrages/règles de gestion des sédiments, ou autres mesures non hydrologiques, telles que l'amélioration de l'habitat)

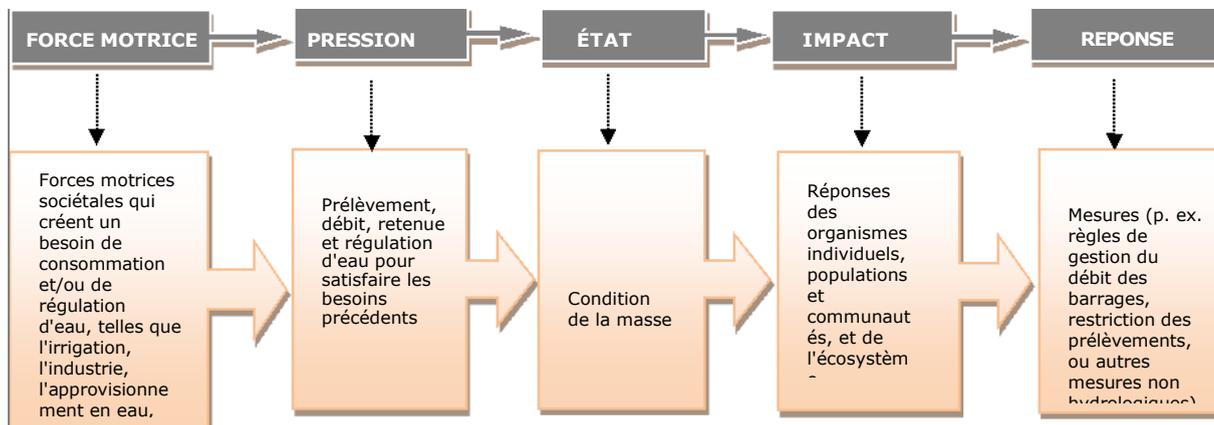


Figure 5.2 : Cadre DPSIR appliqué aux pressions et impacts sur l'hydrologie. Adapté de Bradley *et al.*, 2012.

## 5.2. Méthodologies pour évaluer les pressions et impacts sur l'hydrologie

L'inventaire des pressions est susceptible d'en comporter beaucoup qui n'ont pas, ou peu, d'impact sur l'état de la masse d'eau. La DCE exige uniquement que soient identifiées les pressions « importantes », c'est-à-dire celles dont les impacts peuvent aboutir à ne pas atteindre l'objectif environnemental, conformément au document d'orientation de la CIS n° 3 (WFD CIS, 2003c).

Comme indiqué au chapitre 2, la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques sont largement tributaires du régime d'écoulement. Des modifications importantes dans les caractéristiques du débit – telles que l'amplitude, la saisonnalité, la durée, la fréquence, le taux de variation – la variabilité intra et interannuelle du régime d'écoulement, risquent d'avoir des incidences importantes sur l'écologie des masses d'eau (Richter *et al.*, 1996 ; Poff *et al.*, 1997 ; Junk *et al.*, 1989 ; Arthington, 2012). L'analyse des pressions hydrologiques doit identifier les modifications importantes dans les composantes clés du débit qui peuvent impliquer un risque de ne pas atteindre les objectifs environnementaux.

### 5.2.1. Identification et évaluation des pressions

La première étape de l'analyse consiste à identifier les pressions sur le régime hydrologique qui risquent de conduire à une altération de l'état écologique.

Comme indiqué à l'annexe II 1.4 de la DCE, cette évaluation doit débuter par un inventaire, sur l'ensemble du bassin hydrographique, de :

- tous les *captages importants d'eau pour tous les usages, avec des données détaillées sur leur répartition saisonnière et leurs variations interannuelles* ;
- toutes les *régulations importantes du débit d'eau, y compris les transferts et dérivations d'eau* ;
- tous les changements dans *l'aménagement du territoire* qui pourraient avoir un effet important sur le régime hydrologique.

Ces informations doivent être collectées avec la localisation exacte dans la masse d'eau, tout en considérant les masses d'eau en amont.

L'évaluation de l'importance de ces pressions nécessitera de combiner ces informations avec les données de surveillance qui renseigneront sur l'importance des impacts en termes d'altération du régime hydrologique et de perturbation des communautés biologiques. Dans certains cas cependant, une évaluation peut permettre d'identifier les zones où risquent de se produire des impacts majeurs, tels que :

- les indicateurs de la rareté en eau ;
- l'inventaire des structures de prélèvement et régulation.

En France, la première étape est basée sur le risque, avec un système relationnel multi-échelles d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau : le système d'audit SYRAH-CE (Chandesris *et al.*, 2008 et Valette *et al.*, 2012) a été utilisé pour évaluer d'abord à grande échelle le risque d'altération hydrologique en utilisant les données disponibles, telles que l'inventaire des barrages-réservoirs, seuils et prélèvements à des fins d'irrigation. Cet outil aide à concentrer l'analyse, à une échelle plus fine, sur les zones où sont identifiés des impacts de probabilités élevées (figures 5.3 et 5.4).

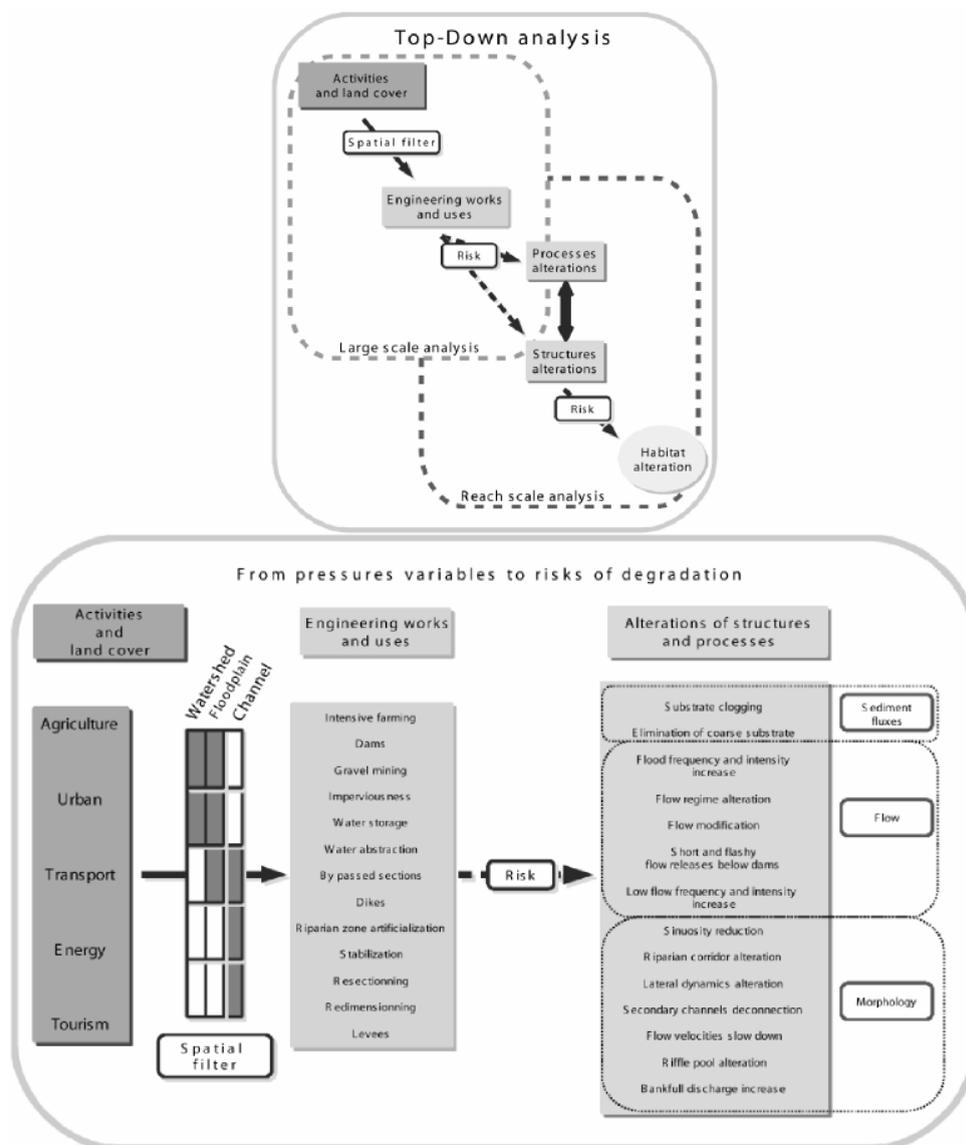


Figure 5.3 : Variables de pression et de risque d'altération physique comme risque d'altération hydrologique. Source : Chandesris *et al.*, 2008; Valette *et al.*, 2012.

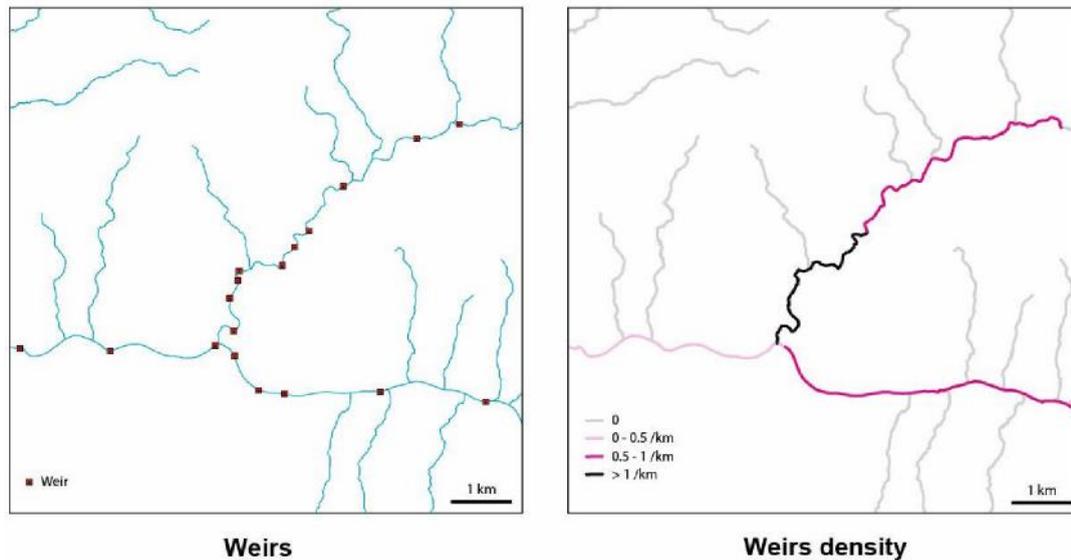


Figure 5.4 : Exemple de résultats cartographiés obtenus en utilisant le système SYRAH-CE pour évaluer l'altération hydrologique par l'analyse des aménagements et des usages (ici les seuils). (Source : d'après Chandesris *et al.*, 2008).

Généralement, une première évaluation des pressions peut être obtenue à partir de quelques critères de base (LAWA, 2002, *in* WFD CIS, 2003a), tels que :

- volume d'eau prélevé (sans redistribution),
- hauteur du barrage-réservoir/seuil, comme substitut à la capacité de régulation, - longueur des tronçons de dérivation

*Une étude de cas (CS 10, Royaume-Uni, HES – Très bon état écologique) décrit les quatre tests mis au point au Royaume-Uni pour évaluer le « très bon régime hydrologique » (compatible avec le très bon état écologique) dans le cadre de l'identification des masses d'eau en très bon état écologique. Ces tests consistent en une modélisation basée sur un SIG et prennent en compte les normes applicables aux prélèvements, débits, retenues, à l'occupation des sols dans le bassin hydrographique amont, et à l'aménagement urbain dans le bassin hydrographique amont. Un travail opérationnel conséquent est nécessaire pour constituer une base de référence exploitable sur le débit, l'influence de l'artificialisation et les données sur l'occupation des sols. Une fois ces données en place, les tests peuvent être automatisés et réalisés rapidement. Au Royaume-Uni, la gestion de bases de données cohérentes depuis 2009 a permis un retraitement et une comparaison directe avec les classifications provisoires.*

Bien que ces approches ne puissent indiquer précisément l'impact sur l'état, elles offrent une vue d'ensemble qui peut renseigner p. ex. sur les zones les plus critiques, où entreprendre des actions urgentes, et les zones où développer en priorité une surveillance hydrologique.

### **5.2.2. Évaluation de l'altération du régime d'écoulement**

La DCE reconnaît explicitement l'importance du régime d'écoulement pour l'état des écosystèmes aquatiques et l'inclut comme l'un des éléments clés soutenant les éléments de qualité biologique dans la classification de l'état écologique. Comme vu au chapitre 2, le régime hydrologique (tant en termes de quantité que de dynamique du débit) influe sur le biote via la formation de l'habitat (Poff *et al.*, 1997 ; Richter *et al.*, 1997 ; Bunn et Arthington 2002 ; Petts, 2009).

L'analyse des éléments pertinents du débit et de leur altération peut donc être utilisée pour obtenir des indicateurs fiables de l'impact hydrologique sur l'écologie aquatique et les communautés biotiques (Bradley *et al.*, 2012). Par conséquent, l'analyse de l'impact des altérations hydrologiques peut être étayée de façon fiable par une analyse statistique des données hydrologiques disponibles en conditions réelles et non perturbées grâce aux indicateurs appropriés.

Bien que la communauté scientifique s'accorde sur les composantes fondamentales du régime hydrologique à évaluer (Bussetini *et al.*, 2011), il existe relativement peu de méthodes pour identifier et quantifier l'altération du régime hydrologique, tant au niveau européen qu'international. En fait, la plupart des méthodes disponibles analysent cinq composantes principales du régime hydrologique (amplitude, saisonnalité, durée, fréquence, taux de variation) liées à la compréhension de la réponse écologique aux modifications hydrologiques, et elles prennent en compte la variabilité intra-annuelle et interannuelle du régime d'écoulement (Richter *et al.*, 1996 ; Poff *et al.*, 1997 ; Junk *et al.*, 1989 ; Arthington, 2012 ; Rinaldi *et al.*, 2013).

Une analyse comparative des méthodes d'évaluation de l'altération du régime hydrologique a été réalisée dans le cadre du programme REFORM<sup>8</sup>, prenant en compte les caractéristiques des méthodes (source d'information/collecte des données, échelle spatiale et temporelle, typologie de cours d'eau, type d'évaluation, conditions de référence, capacité prédictive, points forts/lacunes, relation avec l'écologie) et les caractéristiques enregistrées (conditions hydrologiques, indicateurs du régime d'écoulement, pressions évaluées). La plupart de ces méthodes combinent l'évaluation dans un indice final (ou multiple) et définissent des limites au-delà desquelles les altérations hydrologiques constituent une pression importante (tableau 5.2).

**Tableau 5.2 : Méthodes d'évaluation hydrologique.**  
D'après : Rinaldi *et al.*, 2013.

Méthode	Code	Pays	Référence
The Indicators of Hydrologic Alteration/ Range of Variability Approach	IHA	États-Unis	Richter <i>et al.</i> (1996 ; 1998)
Hydrological Condition Assessment	HCA	États-Unis	OWEB (2000)
Hydrology Driver Assessment Index	HAI	Afrique du Sud	Kleynhans <i>et al.</i> (2005)
Dundee Hydrological Regime Alteration Method	DHRAM	Écosse	Black <i>et al.</i> (2005)
Hydrologic Index Tool)	HIT	États-Unis	Henriksen <i>et al.</i> (2006)
HIDRI – Protocolo 3 : Cumplimiento de caudales de mantenimiento	QM – HIDRI	Espagne	Munné <i>et al.</i> (2006)
Histogram Matching Approach	HAI	Taiwan	Shiau et Wu (2008)
Indices de Alteracion Hidrologica en Rios -	IAHRIS	Espagne	Fernandez Yuste <i>et al.</i> (2008)
Indice di Alterazione del Regime Idrologico	IARI	Italie	Ispra (2011)

L'une de ces méthodes, les indicateurs d'altération hydrologique (IAH), a été proposée par Richter *et al.* (1996, 1997, 1998 ; Poff *et al.*, 1997) pour évaluer le degré d'altération hydrologique attribuable aux modifications anthropiques des cours d'eau et des plans d'eau (tableau C.1 à l'annexe C).

<sup>8</sup> <http://www.reformrivers.eu/>

Cette approche a été appliquée dans le monde entier et la plupart des méthodes européennes reposent sur tous ou certains de ces indicateurs (Rinaldi *et al.*, 2013). Le nombre de paramètres peut être réduit en identifiant un ensemble d'indicateurs adéquats et non redondants (Olden et Poff, 2003) ; à titre d'exemple, voir les IAH retenus pour le RU, proposés par le GTC du RU (2008) et Acreman *et al.* (2009) au tableau C.3 à l'annexe C). Les IAH incluent 32 paramètres hydrologiques pour caractériser les attributs statistiques du régime d'écoulement adapté au fonctionnement de l'écosystème (annexe C.1).

La méthode inclut une « analyse de l'intervalle de variabilité », utilisant le facteur d'altération hydrologique, calculé pour chacun des paramètres. Cette analyse permet une comparaison efficace des « données avant impact » et des « données après impact » et l'évaluation du degré d'altération du régime d'écoulement naturel attribuable aux modifications anthropiques dans les cours d'eau et plans d'eau (Richter *et al.*, 1996, 1997, 1998 ; Mathews et Richter, 2007). Bien que l'essentiel de la littérature relative à cette méthode ne propose pas de valeurs limites, certains auteurs proposent des seuils pour un ensemble d'indicateurs retenus (p. ex. Holmes *et al.*, 2007 ; GTC du RU, 2008).

Plus récemment, un autre choix d'indicateurs d'altération hydrologique a été proposé pour l'Espagne : les indicateurs d'altération hydrologique dans les cours d'eau (IAHRIS) (Martínez Santa-María et Fernández Yuste, 2010a,b (annexe C.2)). Chaque IAH varie entre 0 et 1, considérant 5 classes, comme défini dans la DCE. Ces indicateurs sont agrégés dans l'indicateur d'altération globale (IAG), variant également entre 0 et 1 et comportant 5 classes. L'altération hydrologique est évaluée en fonction de critères établis d'après les instructions nationales relatives à la planification de l'hydrologie en Espagne.

Les deux méthodes permettent une évaluation assez précise des modifications dans le régime hydrologique, bien que IAHRIS ne prenne pas en compte les taux de variation du débit. Les principales limites à leur application sont :

- elles exigent de longues chroniques de débits avant et après prélèvements d'eau/construction de structures de régulation du débit, portant sur au moins 15 ans ;
- les altérations hydrologiques locales (p. ex. éclusée) ne sont pas évaluées ;
- les interactions eaux souterraines/eaux de surface ne sont prises en compte qu'indirectement, via l'évaluation du débit de base.

Au sens large, ces méthodes utilisent des indicateurs établis par des modèles quantitatifs, statistiques ou physiques. Ceci implique l'utilisation de grands ensembles de données existantes et de longues chroniques, qui représentent la principale limite ; en particulier, l'application de telles méthodes aux cours d'eau non jaugés est problématique. Si les modèles sont appliqués lorsque les données ne sont pas disponibles, ou pour compléter des ensembles de données incomplets, le problème des incertitudes qui peuvent entacher l'estimation doit être dûment pris en compte. En outre, ces méthodes ne prennent pas souvent en compte les altérations hydrologiques à l'échelle locale (p. ex. éclusée) ni les interactions eaux souterraines/eaux de surface, hormis une évaluation indirecte via l'analyse du débit d'étiage (Rinaldi *et al.*, 2013). Le calcul d'un grand nombre de paramètres hydrologiques est parfois aussi considéré comme une limite. Cependant l'existence de logiciels spécifiques, soit pour IAH<sup>9</sup>, soit pour IAHRIS<sup>10</sup>, et de formations en ligne, notamment pour IHA<sup>11</sup>, facilitent l'application de ces méthodes.

<sup>9</sup> Peut être téléchargé sur :

<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofhydrologicAlteration/Pages/indicators-hydrologic-alt.aspx>

Adoptant une approche différente, la **norme européenne sur la détermination du degré de modification de l'hydromorphologie des cours d'eau** (CEN, 2010 – tableau 5.3) apporte une orientation sur l'évaluation de la qualité des cours d'eau, basée sur un ensemble de caractéristiques hydromorphologiques, incluant le régime hydrologique. Elle prévoit des systèmes de notation pour évaluer les modifications hydrologiques, prenant en compte cinq classes et utilisant des données quantitatives ; elle suggère également les sources d'information adaptées qui peuvent contribuer à caractériser les modifications des caractéristiques hydromorphologiques. Se concentrant en particulier sur les pressions humaines qui affectent les cours d'eau, elle peut offrir un premier cadre utile pour l'évaluation de l'importance de l'altération hydrologique.

Bien que présentant un intérêt vis-à-vis de la DCE, cette norme n'est pas destinée en priorité aux évaluations au titre de la DCE et ses cinq classes ne peuvent être directement reliées aux classes d'état écologique. De même que certaines des méthodes précédentes, elle ne prend pas en compte le taux de variation du débit.

**Tableau 5.3 : Critères quantitatifs pour évaluer l'écart par rapport au régime d'écoulement naturel (1 - débit proche du débit naturel à 5 - débit fortement altéré) – Source : CEN, 2010.**

% days flow different from natural in spring, summer, autumn or winter (worst)	<20	20-<40	40-<60	60-<80	≥80
<5% decrease or <10% increase in flow	1	1	1	2	2
5-<15% decrease in flow or 10-<50% increase in flow	1	2	2	3	3
15-<30% decrease in flow or 50-<100% increase in flow	1	2	3	3	4
30-<50% decrease in flow or 100-<500% increase in flow	1	2	3	4	5
≥50% decrease in flow' or ≥500% increase in flow	2	3	4	5	5

Les méthodes pour évaluer l'impact des éclusées sont moins nombreuses et principalement basées sur l'amplitude des fluctuations de débit inter et intra-horaires (p. ex. Zolezzi *et al.*, 2009). En France, une étude récente portant sur le rôle des éclusées (Courret *et al.*, 2014) a recueilli et analysé les données hydrologiques influencées par les éclusées, sur un total de 490 ans, afin de définir un indicateur agréé de la perturbation hydrologique dans la masse d'eau.

*Une étude de cas (CS 11, Italie, Arno) vise à produire des résultats utiles, et à tester la faisabilité d'indicateurs hydrologiques (tirés du bilan hydrologique du plan de gestion approuvé), en les comparant aux données de « débit vital minimum » et à une première approximation des débits écologiques, afin d'évaluer les pressions et l'écart par rapport aux conditions de BEE. Certains des paramètres se sont avérés utiles à ce premier test, bien que de plus amples analyses soient nécessaires à la définition des débits écologiques.*

### **5.2.3. Obtention d'un seuil significatif à partir des impacts biologiques**

L'évaluation de l'importance des altérations hydrologiques doit finalement prendre en compte dans quelle mesure la pression a une incidence sur les communautés biologiques et risque de compromettre l'atteinte du bon état écologique et, le cas échéant, les exigences spécifiques aux zones protégées. Lorsque les données de surveillance biologique sont disponibles et indiquent que certains éléments de qualité biologique se situent en deçà du bon état écologique, alors les résultats pour les différents indicateurs doivent être vérifiés afin de déterminer si cela peut être relié à une altération hydrologique, c.-à-d. si les indicateurs qui sont sensibles aux pressions hydrologiques sont altérés.

10 Peut être téléchargé sur : [http://www.ecogesfor.org/IAHRIS\\_es.html](http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_es.html)

11 Disponible sur : <https://www.conservationtraining.org>

Idéalement, comme les méthodologies d'évaluation biologique doivent permettre de détecter toutes les pressions importantes, on peut considérer qu'aucune pression importante, y compris hydrologique, n'a d'impact sur une masse d'eau si tous ses indicateurs biologiques correspondent au bon ou très bon état. Cependant, comme expliqué à la section 4.1, plusieurs études ont démontré les limites des méthodes actuellement disponibles pour l'évaluation des éléments de qualité biologique au titre de la DCE en ce qui concerne les altérations hydrologiques. Par conséquent, au stade actuel de développement des méthodes biologiques, les résultats de surveillance des éléments de qualité biologique, à eux seuls, ne sont pas suffisants pour garantir que les pressions hydrologiques sont sans incidence importante sur l'état de la masse d'eau ou que l'échec dans l'atteinte du bon état écologique est dû aux pressions hydrologiques.

Par conséquent, l'impact sur la biologie de l'altération du régime d'écoulement doit aussi reposer sur d'autres paramètres écologiques de quantité, qualité et répartition spatiale et temporelle des habitats (Bradley *et al.*, 2012 ; Parasiewicz *et al.*, 2012), sensibles aux altérations du débit, et permettant d'en répartir les sources parmi les différentes pressions, comme cela a déjà été mis en place et utilisé par certains États membres. De plus, les conditions hydromorphologiques dans une masse d'eau ou un tronçon de cours d'eau peuvent être fortement influencées par les interventions et processus en amont, et répondent généralement de manière différée aux processus et interventions dans le bassin hydrographique. Par conséquent, la compréhension de l'hydromorphologie à l'échelle du tronçon exige une compréhension des processus et interventions actuels et passés, à de plus grandes échelles spatiales, comme celles des bassins hydrographiques (Gurnell *et al.*, 2014).

Au **RU**, un **ensemble de normes pour les débits des cours d'eau** a été développé (tableau 5.4) avec les objectifs suivants : i) évaluer le risque de détérioration de l'état écologique qu'engendre les modifications du débit ; ii) évaluer l'état des cours d'eau déjà soumis à des altérations du débit dans les cas où n'est disponible aucune méthode biologique adaptée pour évaluer directement l'impact sur la qualité écologique ; et iii) orienter les enquêtes sur les causes potentielles d'un dommage biologique, en comparant le degré d'altération des débits avec les résultats des évaluations de la qualité écologique.

Les normes sont exprimées en pourcentage du débit naturel qui peut être prélevé sans risque important de dommage sur l'écologie des cours d'eau. Différents pourcentages s'appliquent selon le débit, les pourcentages plus élevés étant utilisés pour les débits plus élevés.

**Tableau 5.4 : Normes sur la ressource hydrologique pour le bon état écologique dans les cours d'eau. Source : GTC du RU 2008.**

<b>Débits naturels</b>	Supérieur à QN60	Supérieur à QN70 et inférieur à QN60	Supérieur à QN95 et inférieur à QN70	Inférieur à QN95
<b>Prélèvement acceptable</b> (en pourcentage du débit naturel)	20 % - 35 %	15 % - 30 %	10 % - 25 %	7,5 % - 15 %
	(selon le type de cours d'eau et la saison)			

*Une étude de cas (CS 12, Royaume-Uni, indicateurs de débit environnemental ; cf. également CS s 13, , plans de gestion des districts hydrographiques) décrit l'indicateur de débit environnemental qui est utilisé en Angleterre et au Pays de Galles pour indiquer où les débits dans les masses d'eau de surface soutiennent ou non le bon état écologique (BEE). L'élaboration et la mise en œuvre des indicateurs de débit environnemental, et de précédents objectifs de débit, ont permis de tirer nombre d'enseignements dans la gestion des prélèvements d'eau en Angleterre et au Pays de Galles : (1) L'utilisation d'un objectif général de débit élevé permet une gestion efficace des prélèvements autorisés. Cependant, la comparaison de sa mise en œuvre au niveau local avec les données locales peut conduire à le considérer comme imprécis ou inexact.*

*Idéalement, un système doit concerner à la fois une méthodologie simple qui peut être utilisée pour les autorisations, mais qui est plus en lien avec les éléments et données qui peuvent être disponibles localement. (2) L'application d'un objectif écologique, quel qu'il soit, est fortement influencée par les méthodologies hydrologiques auxquelles il est appliqué. Les outils hydrologiques présentent souvent des marges d'erreur qui sont supérieures aux écarts « admis » dans un objectif environnemental. La détermination d'une période « standard » aiderait à définir le débit écologique adéquat et à le restaurer. (3) L'utilisation des objectifs de débit écologique en tant que normes strictes peut aussi constituer une difficulté. L'application d'un ensemble de « normes » établies peut rendre le processus très simple et transparent. Cependant, ceci ne tient pas compte des incertitudes quant à l'application des normes au niveau local et quant à leur pertinence localement. Lorsque la réserve en eau est abondante, ces incertitudes seront probablement moins contestées. Lorsque la concurrence est plus grande entre les usagers de l'eau et l'environnement, la pression est alors plus forte rendant plus imprécise l'application des normes. Le recours aux données locales et à leur analyse devient nécessaire.*

**L'Autriche** a défini un ensemble de critères pour évaluer les pressions et impacts des prélèvements d'eau, éclusées et retenues (Mühlmann, 2010). Le prélèvement d'eau est considéré comme une pression importante compromettant l'atteinte du BEE dès lors que l'un des critères suivants est respecté :

- "  $MQ_{RW} < MJNQ_t$  OU  $NQ_{RW} < NQt$  nat 12 ;
- aucune exigence relative au débit écologique dans l'autorisation ou aucune exigence relative au débit écologique pour l'année entière ;
- prélèvement dans un tronçon où le débit est déjà réduit à cause d'un prélèvement en amont ;
- tronçons qui se tarissent durant toute l'année/temporairement en raison d'un faible débit de retour. "

De même, pour les éclusées, les critères à considérer comme une pression importante sont :

- "Ratio débit d'écluse/débit plancher  $> 1/5$  dans les masses d'eau de petites et moyennes dimensions.
- Dans les grands cours d'eau, on considère généralement que toute augmentation soudaine des débits lié à une pression de type éclusée a des conséquences importantes."

Une étude de cas (CS 1, Autriche, art. 5) décrit l'approche autrichienne de l'analyse des pressions et impacts. L'Autriche a d'abord défini les principales pressions caractéristiques affectant le régime hydrologique : prélèvement d'eau, retenue/barrage, stockage d'eau/éclusées, (régulation/chenalisation du cours d'eau). Les conséquences jugées les plus importantes pour les éléments biologiques sont celles liées aux altérations de la quantité de débit, de la dynamique saisonnière du débit, des fluctuations journalières du débit, de la vitesse d'écoulement, de la hauteur d'eau / de la surface mouillée. En première approximation, un panel d'experts fixe des valeurs pour les paramètres mentionnés en indiquant 3 niveaux d'impact : 1. Valeurs par lesquelles l'atteinte du BEE serait assurée avec une très forte certitude ; 2. Valeurs qui pourraient conduire à un échec dans l'atteinte du BEE et 3. Valeurs qui impliqueraient dans tous les cas un échec dans l'atteinte du BEE. Lors de la première analyse des pressions et impacts (2004) les informations sur les principales pressions et paramètres de pression mentionnés plus haut ont été recueillies afin de définir les masses d'eau « sans risque » (niveau de valeurs 1), « éventuellement à risque » (niveau de valeurs 2) et « à risque » (niveau de valeurs 3). Une surveillance biologique des masses d'eau à risque, et éventuellement à risque, a été effectuée pour préciser la classe d'état exacte de la masse d'eau. Si la surveillance biologique (en particulier les éléments de qualité biologique/indicateurs sensibles aux altérations hydrologiques) démontrait un échec dans l'atteinte du BEE, les informations sur les pressions hydrologiques/altérations recueillies lors de l'analyse des pressions et impacts étaient utilisées pour préciser les raisons de l'échec dans l'atteinte du BEE et pour définir les mesures appropriées (et les causes responsables) afin de restaurer le BEE.

---

<sup>12</sup> MQRW (débit résiduel moyen à la prise d'eau) : débit moyen dans le tronçon de prélèvement, directement à l'aval de la prise d'eau, correspondant aux totaux moyennés des excédents en eau mensuels minimums moyens à la prise d'eau – sur l'année entière.

MJNQ<sub>t</sub> (débit minimum annuel moyen) : la moyenne arithmétique des débits minimums annuels d'une série d'années consécutives. Les séries annuelles respectives doivent être précisées.

NQ<sub>RW</sub> Débit résiduel le plus faible durant la période d'observation

NQ<sub>t nat</sub> Débit journalier le plus faible : le débit moyen journalier le plus faible sur une période à préciser

## 6. Établissement des programmes de surveillance

### Messages clés pour ce chapitre

- Une définition appropriée et une mise en œuvre efficace des débits écologiques requièrent une quantité importante de données hydrologiques issues de la surveillance du régime hydrologique ; les approches de modélisation peuvent, dans une certaine mesure, compléter des données de surveillance insuffisantes.
- Les programmes de surveillance doivent être adaptés pour apporter une meilleure représentation des altérations hydrologiques et de leur impact sur l'habitat/la morphologie et la biologie, et soutenir effectivement l'atteinte des débits écologiques.
- Des informations suffisantes sur l'hydrologie doivent être recueillies pour permettre une estimation du régime d'écoulement actuel et de son écart avec le régime d'écoulement naturel.
- L'élaboration d'un contrôle hydrologique opérationnel doit porter sur les pressions hydrologiques sur les eaux de surface et eaux souterraines et elle doit être privilégiée là où une action est vraisemblablement nécessaire.
- La surveillance intégrée des éléments de qualité hydrologique, morphologique et biologique permettra d'estimer l'efficacité de l'action de restauration du débit dans le cadre du programme de mesures.
- La première étape pour remédier au changement climatique est de savoir en quoi l'hydrologie est affectée et comment elle évolue sur le long terme ; l'hydrologie, incluse dans le contrôle de surveillance, renseignera sur l'évolution à long terme du régime d'écoulement naturel.

### 6.1. Combinaison de la surveillance biologique, morphologique et hydrologique

L'objectif de la surveillance est de dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque district hydrographique. Suite aux résultats de l'analyse des risques réalisée au titre de l'article 5 de la DCE, les États membres doivent veiller à ce que soient établis des réseaux de surveillance afin de renseigner sur les éléments de qualité biologique, hydromorphologique et physicochimique spécifiques, définis dans la DCE, permettant la classification de toutes les masses d'eau. Aux termes de l'article 8 de la DCE, la surveillance hydrologique doit porter sur « *le volume et le niveau ou le débit dans la mesure pertinente pour l'état écologique et chimique et le potentiel écologique des masses d'eau de surface* ».

N.B. : Pour la surveillance des masses d'eau souterraines, détaillée dans les documents d'orientation de la CIS n° 7 (WFD CIS, 2003e) et n° 15 (WFD CIS, 2007), une procédure hydrologique quantitative est déjà établie, ne nécessitant aucune autre adaptation pour être intégrée dans le concept de débits écologiques. En outre, le document d'orientation de la CIS n° 18 (WFD CIS, 2009a), et le rapport technique sur les eaux souterraines n° 6 (WFD CIS, 2011a) incluent des tests spécifiques qui portent sur les interactions entre les masses d'eau de surface, les masses d'eau souterraines et les écosystèmes terrestres tributaires des eaux souterraines. La surveillance quantitative des masses d'eau souterraines, intégrée à la surveillance hydrologique, offrira un cadre d'évaluation efficace pour faciliter l'évaluation et l'application des débits écologiques.

Pour soutenir l'application des débits écologiques, la surveillance doit être élaborée de façon appropriée ou adaptée pour inclure, conjointement à la composante écologique, une composante hydrologique (y compris biologie et morphologie). Cette combinaison permettra de déterminer des relations plus fiables et mieux quantifiées entre biologie et hydrologie et d'établir, dans leur définition, que les débits écologiques sont liés aux objectifs environnementaux.

Concernant le régime des débits, l'objectif général d'un réseau de surveillance hydrologique conçu conformément aux exigences de la DCE est de :

- Appuyer l'évaluation des pressions (cf. chapitre 5) et l'analyse d'écart (cf. chapitre 7) en fournissant les informations initiales sur la situation hydrologique actuelle, et des données hydrologiques de référence pour permettre d'estimer l'écart entre les conditions observées actuellement et les conditions de référence ;
- Faciliter l'évaluation de l'efficacité du programme de mesures ; les résultats de surveillance doivent apporter les informations nécessaires pour estimer si les débits écologiques appliqués contribuent à améliorer l'état écologique, ou si des mesures complémentaires sont nécessaires pour atteindre le BEE, en permettant de choisir la combinaison de mesures optimale pour réaliser les objectifs environnementaux de la DCE.

Les petites masses d'eau (petites portions de ruisseaux, cours supérieurs, petits cours d'eau...) peuvent ne pas être incluses spécifiquement dans le programme de surveillance requis au titre de la DCE. Les débits écologiques étant particulièrement importants pour eux en raison de leur sensibilité, des études spécifiques pour améliorer la connaissance de leurs exigences peuvent être très utiles.

Sur le long terme, l'accumulation des données hydrologiques recueillies à partir d'un réseau de surveillance établi de manière efficace, associée à la surveillance de la réponse de l'écosystème, via des éléments de qualité hydromorphologique/de l'habitat et biologique spécifiques, permettra des estimations plus précises des débits écologiques, offrant un niveau de confiance suffisant sur les valeurs des conditions hydrologiques de référence et les modifications de l'état écologique au cours du temps.

Les programmes de surveillance doivent intégrer des composantes biologiques, hydrologiques et morphologiques avec des objectifs spécifiques (approche DPSIR) :

#### Composante hydrologique

- Faciliter l'évaluation des causes d'altération hydrologique, naturelles ou anthropiques, sur la base de l'analyse des risques réalisée au titre de l'article 5 de la DCE (FORCES MOTRICES ET PRESSIONS) ;
- Évaluer le régime hydrologique actuel, y compris amplitude, occurrence et taux de variation (ÉTAT) ;
- Quantifier l'altération hydrologique, en décrivant l'écart par rapport aux conditions de référence historiques et/ou prévues (modélisées) concernant le régime d'écoulement (IMPACTS) ;
- Appuyer les recommandations sur un régime d'écoulement compatible avec la réhabilitation du processus hydromorphologique, notamment en parvenant à une connectivité des cours d'eau, concernant les eaux, les sédiments et les biotes (RÉPONSE) ;

#### Composantes biologiques et morphologiques

- Évaluer les conditions écologiques actuelles, notamment évaluer l'état des masses d'eau présentant un risque de ne pas atteindre le bon état écologique en raison des pressions hydrologiques (ÉTAT) ;
- Quantifier l'écart par rapport aux conditions biologiques de référence spécifiques aux types de masse d'eau, dû à l'altération hydrologique (IMPACTS).
- Appuyer les recommandations sur un régime d'écoulement compatible avec les valeurs biologiques associées aux objectifs environnementaux (TBEE, BEE...) (RÉPONSE) ;
- Évaluer l'efficacité des débits écologiques appliqués conformément au programme de mesures (ÉTAT).

## **6.2. Surveillance hydrologique**

### **6.2.1. Intégration de l'hydrologie dans les programmes de surveillance de la DCE**

L'hydrologie, intégrée dans le réseau de surveillance, doit faire l'objet d'une surveillance afin de renseigner sur les variations naturelles et anthropiques à long terme dans le régime d'écoulement, y compris le changement climatique, en les replaçant dans un contexte historique pour référence ultérieure, en identifiant les tendances et en prévoyant les impacts. Ceci permettra une comparaison appropriée entre les sites hydrologiquement altérés et ceux non perturbés, d'après l'analyse des risques, en fournissant les bases du réseau de contrôle opérationnel (RCO), en prévenant les éventuelles erreurs de classification et en accroissant le niveau de confiance dans l'identification des masses d'eau présentant un risque de ne pas atteindre le BEE/BPE, ou le bon état des eaux souterraines, en raison de l'altération du régime d'écoulement. Les altérations naturelles ou induites par le changement climatique sont plus détectables sur les sites du réseau de surveillance (RCS) qui présentent un TBEE et aussi, dans une certaine mesure, un BEE, qui ne subissent pas l'influence supplémentaire des pressions anthropiques.

Pour le contrôle opérationnel (RCO), les paramètres utilisés doivent être ceux révélateurs des éléments de qualité biologique et hydromorphologique plus sensibles aux pressions auxquelles est soumise la masse d'eau. Une approche basée sur le risque doit être adoptée afin d'évaluer l'état écologique et chimique, ou le potentiel écologique, des masses d'eau qui ont été identifiées comme présentant un risque de ne pas atteindre les objectifs environnementaux. Dans les cas où le risque pour la masse d'eau de ne pas atteindre le BEE est attribué à l'altération hydrologique (p. ex. pressions dues au prélèvement d'eau ou d'eaux souterraines, au stockage d'eau et à la production hydroélectrique – cf. également chapitre 5), les informations sur l'hydrologie issues du réseau de contrôle opérationnel sont essentielles pour évaluer l'écart entre le régime d'écoulement actuel et les débits écologiques estimés, ainsi que l'efficacité de l'application des débits écologiques conformément au programme de mesures (cf. chapitres 7 et 8).

*Une étude de cas (CS 1, Autriche, art. 5) montre en quoi une définition harmonisée des débits écologiques peut rationaliser l'évaluation des risques dans le cadre de l'analyse des pressions et impacts (conformément à l'art. 5 de la DCE) et ainsi assurer un programme de surveillance rentable, efficace et axé sur les impacts.*

### **6.2.2. Choix du site**

En se basant sur les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Météorologie (World Meteorological Organization – WMO, 2008) et le document d'orientation de la CIS n° 7 (WFD CIS, 2003d), les concepts suivants doivent être pris en compte dans la conception d'un réseau hydrologique aux fins des dispositifs du contrôle de surveillance conformément aux exigences de la DCE :

1. Un nombre suffisant de sites de surveillance (stations de jaugeage) doit être déterminé au long des principaux bras des grands cours d'eau, couvrant des bassins hydrographiques de dimensions et caractéristiques différentes, pour permettre une interpolation entre les sites. La localisation exacte de chaque site doit être régie par la diversité spécifique de la topographie (sol, hydrogéologie, physiographie) et du climat (principalement précipitations, température et évapotranspiration) en vue d'une capacité à rétablir le régime d'écoulement naturel en toute portion du district hydrographique. Une approche rentable doit inclure au moins un site (station) de surveillance permanent pour chaque région climatique et physiographique homogène au niveau national.

2. Les sites doivent être établis là où les eaux quittent les étendues montagneuses et sous les points de stockage ou de prélèvement d'eau, pour offrir une connaissance générale de l'évolution des conditions hydrologiques naturelles et des changements climatiques. Les sites doivent également être situés dans les cours inférieurs des principaux fleuves et rivières, avant leurs embouchures, afin de renseigner sur les pertes en eau du chenal, par évaporation et infiltration, et sur l'accumulation d'impacts anthropiques sur l'hydrologie dans toute la plaine d'inondation. Les sites doivent être compris en différents points stratégiques, en amont et en aval des structures interrompant la continuité du cours d'eau (barrages-réservoirs, déversoirs, etc.) ou des prélèvements importants. Des sites supplémentaires doivent être définis dans les zones où le débit montre des modifications critiques.
3. Pour les cours d'eau temporaires/portions de cours d'eau, en particulier, les sites doivent être positionnés pour permettre une meilleure évaluation de l'origine de l'intermittence, à savoir si elle est due à des facteurs naturels (p. ex. subsidence, évaporation) ou aux prélèvements d'eau.
4. En zones protégées, les masses d'eau doivent être équipées de stations permettant de surveiller l'atteinte de l'état de conservation favorable aux espèces et habitats concernés.
5. Les chroniques de débits doivent être les plus longues possibles, de préférence supérieures à 20 ans (Kennard *et al.*, 2010), pour refléter la variabilité annuelle et intra-annuelle du régime hydrologique et permettre de comprendre la tendance à long terme de la variation du régime hydrologique due à une variabilité naturelle et aux changements climatiques.

Des levés de reconnaissances utilisant des mesures de débits, cartes satellites et cartes de précipitations, photographies aériennes, télédétection et autres méthodes pour définir les frontières hydrologiques et caractériser les cours d'eau au regard de la productivité de leur écoulement seront utiles à la conception d'un réseau de surveillance hydrologique rentable.

Une modélisation hydrologique avancée peut être utilisée pour extrapoler les informations sur l'hydrologie des tronçons de cours d'eau surveillés à ceux non surveillés, réduisant la densité du réseau hydrologique dans un objectif de rentabilité.

La répartition des sites de surveillance hydrologique dans le réseau opérationnel peut se faire conformément à l'approche BACI (comparaison avant-après / témoin-intervention) (Cottingham *et al.*, 2005 ; Bradley *et al.*, 2012), les informations étant recueillies avant et après une pression hydrologique, sur des sites témoins et/ou de références et sur les lieux d'intervention. Des adaptations peuvent être apportées lorsqu'une totale approche BACI n'est pas économiquement viable, mais idéalement, les sites doivent être répartis selon un principe spatiotemporel, en amont et en aval des pressions, en vue d'une description efficace des altérations du régime d'écoulement.

Les États membres doivent donc prendre en compte les stations de jaugeage déjà existantes qui pourraient faire partie du réseau de surveillance hydrologique mais, si nécessaire, de nouveaux sites doivent être ajoutés dans les masses d'eau affectées par une altération hydrologique, indépendamment du réseau initial, formant ainsi un dispositif de surveillance hydrologique supplémentaire. L'établissement d'un réseau de surveillance hydrologique n'est pas un processus statique, mais un processus d'évaluation et d'ajustement en continu. Des sites peuvent être déplacés ou retirés et de nouveaux sites affectés, à mesure que s'accumulent les informations sur l'hydrologie, tout en conservant suffisamment de stations d'observation à long terme, importantes pour comprendre la variabilité annuelle et intra-annuelle du débit, et les modifications et tendances au cours du temps.

### **6.2.3. Choix des composantes hydrologiques clés**

Les composantes hydrologiques à inclure dans l'élaboration des programmes de surveillance hydrologique doivent porter sur les caractéristiques du régime d'écoulement définies au chapitre 2.2.3 – amplitude, durée, occurrence, fréquence et taux de variation. D'après l'annexe V de la DCE et le document d'orientation de la CIS n° 7 (WFD CIS, 2003d), ces composantes hydrologiques spécifiques sont, pour les cours d'eau :

- *Quantité et dynamique du débit d'eau* : débit (amplitude, durée, occurrence, fréquence et taux de variation ; Poff et al., 1997), vitesse du courant, niveau d'eau
- *Connexion aux masses d'eau souterraines* : interactions eaux de surface-eaux souterraines – hauteur et fluctuation du niveau de la nappe

### **6.2.4. Fréquence de la surveillance**

Conformément à l'annexe V de la DCE, la quantité et la dynamique du débit des cours d'eau doivent être mesurées en continu. La connexion avec les masses d'eau souterraines doit être surveillée au moins tous les six mois (hiver-été), à adapter selon les conditions climatiques et géologiques (WFD CIS 2003d, tableau 3.2).

### **6.2.5. Équipement de surveillance**

Le débit d'un cours d'eau est mesuré indirectement, en établissant des stations de jaugeage permanentes mesurant le niveau d'eau (hauteur), lequel est converti en débit grâce à une relation hauteur/débit, souvent désignée courbe de tarage ou d'étalonnage. Le niveau d'eau est généralement mesuré et enregistré en fonction du temps au moyen de limnigraphes ou d'autres dispositifs d'enregistrement. La vitesse moyenne est combinée avec la surface de section transversale du cours d'eau pour fournir une mesure de débit en des points couvrant toute la plage de débit, sur un site se caractérisant par sa capacité à maintenir une relation relativement stable (WWO 2008 et 2010 ; ISO, 2008).

Pour les masses d'eau où il n'existe pas de station de jaugeage, un aperçu général des caractéristiques du régime d'écoulement peut être obtenu en installant un dispositif d'enregistrement sur une portion stable et bien définie du cours d'eau, présentant des modifications mineures dans la structure de ses berges et de son lit, permettant un enregistrement en continu du niveau d'eau durant une période prédéterminée. Les barrages hydroélectriques peuvent fournir des enregistrements de la quantité d'eau rejetée par les turbines, compte tenu de leurs caractéristiques techniques et du nombre d'heures de fonctionnement de la centrale électrique. Pour les débits de crue fréquemment rejetés par les déversoirs, le volume déversé peut être mesuré compte tenu de la section du déversoir et de l'enregistrement de l'heure et de la durée du déversement.

La connexion aux masses d'eau souterraines peut être évaluée grâce à des forages/puits/piézomètres mesurant le niveau de la nappe souterraine. Pour mesurer les niveaux de la nappe souterraine (cf. de plus amples détails dans les documents WFD CIS, 2007 et 2009a), deux puits doivent être choisis en aval de la pression. Sinon, au moins deux petits piézomètres peuvent être fabriqués et les mesures obtenues au moyen d'un détecteur de niveau.

## **6.3. Évaluation de l'efficacité des mesures portant sur les débits écologiques**

La mise en œuvre des débits écologiques conformément au programme de mesures nécessite, à l'appui, l'existence d'un programme de surveillance intégré (incluant les

composantes biologiques, hydrologiques et morphologiques) pour évaluer son efficacité sur le rétablissement de l'écosystème fluvial et indiquer si les objectifs environnementaux de la DCE sont atteints ou si des adaptations du débit et de nouvelles mesures sont nécessaires. Bien que l'objectif global de la DCE dans les cours d'eau naturels soit le BEE, une longue période peut être nécessaire pour l'atteindre, compte tenu des délais avant le rétablissement de l'écosystème et du fait que le système peut ne pas répondre comme attendu, ou évoluer vers un autre état, ou même être instable (Bradshaw 1996 ; Lake 2001). La possibilité d'une adaptation lente de l'écosystème à toute modification dans le débit est aussi indiquée par Dyson *et al.* (2003), suggérant que la surveillance, bien que souvent concentrée sur les espèces indicatrices clés, doit porter sur le plus grand nombre possible d'éléments de l'écosystème, afin de déceler des modifications inattendues, au moyen de méthodes/indicateurs sensibles aux pressions hydrologiques.

Ce qui précède suggère qu'un programme de surveillance efficace, adapté à l'évaluation de l'efficacité des débits écologiques sur le rétablissement de l'écosystème, doit utiliser des éléments de qualité/indicateurs spécifiques pour déceler, non seulement l'amélioration de l'état écologique sur le long terme, mais aussi toute modification à court terme révélatrice d'une future réponse positive de l'écosystème aux débits écologiques.

Ceci peut être confirmé par :

1. Une surveillance à court terme des éléments de qualité morphologique spécifiques. Conformément à l'annexe V de la DCE, les variations en profondeur et en largeur des cours d'eau, la structure et le substrat du lit du cours d'eau, et sa continuité, sont considérés comme des éléments de qualité morphologique à surveiller, soutenant les éléments de qualité biologique. Ces éléments de qualité morphologique sont révélateurs de la disponibilité de l'habitat, qui est la combinaison unique d'une vitesse d'écoulement, d'une profondeur, d'un type et d'une couverture de substrat, intégrée à l'échelle du micro ou mésohabitat, et qui devrait augmenter après l'application des débits écologiques.
2. Une surveillance à long terme de l'état écologique, basée sur les éléments de qualité biologique de la DCE qui montrent les réponses les plus importantes à l'altération et à la restauration du régime hydrologique. Higgins *et al.* (2011) ont consolidé un grand nombre d'indicateurs biologiques à long terme qui sont liés au débit.

Les deux stratégies de surveillance doivent être appliquées simultanément. Cependant, pour les composantes à long terme, les résultats peuvent ne pas être attendus immédiatement après l'application des débits écologiques, bien que dans certains cas il puisse se produire une réponse. Une réponse négative, ou l'absence de réponse, des indicateurs morphologiques/de l'habitat et des indicateurs biologiques spécifiques sur le court terme appellera à reconsidérer le programme de mesures et les adaptations possibles dans l'application du débit écologique. Une réponse positive indiquera que le programme de mesures appliqué devient efficace. La combinaison de la réponse positive à court terme et de la réponse biologique positive à long terme doit indiquer une efficacité, et une amélioration de l'état écologique au final doit être attendue pour garantir que l'application des débits écologiques atteint les objectifs environnementaux de la DCE.

*Une étude de cas (CS 6, Italie, indicateurs) examine la pertinence de différents indicateurs pour la gestion des impacts environnementaux de différents régimes d'écoulement restitués à un cours d'eau, sur la base d'un programme expérimental réalisé en 2008 - 2013 dans les cours d'eau alpins (région du Val d'Aoste), qui sont de plus en plus exploités pour la production hydroélectrique. Des débits écologiques croissants ont été restitués annuellement et comparés pour évaluer les améliorations écologiques résultantes. Un pool d'indicateurs a été appliqué à l'échelle annuelle. Les résultats suggèrent que, dans ce contexte, les éléments de qualité biologique et physicochimique actuellement utilisés pour la classification de l'état écologique au titre de la DCE ne reflètent*

*pas de façon appropriée les altérations hydrologiques et ne peuvent étayer l'élaboration de mesures d'atténuation appropriées ; au contraire, des approches basées sur une analyse de l'hydrologie et de la disponibilité de l'habitat se sont révélées bien plus adaptées à la surveillance de l'efficacité des différents régimes d'écoulement restitués.*

*Une étude de cas (14, France, le Rhône) décrit la surveillance de la restauration physique du Rhône, fleuve français, qui a débuté en 1999. Du fait des caractéristiques d'origine de la restauration du Rhône au niveau international (fortes modifications physiques en de multiples sites ; richesse des données sur la situation avant et après restauration ; collaboration des acteurs), le projet offrait une occasion unique de tester des prévisions écologiques quantitatives et de surveiller l'efficacité des mesures. Cette étude de cas apporte la preuve des effets de la restauration du débit sur les habitats, les poissons et invertébrés, en de multiples sites. Les modifications observées ont confirmé les prévisions quantitatives. L'étude de cas fournit également des enseignements généraux en termes de stratégies de surveillance. Plus de 4 études réparties sur plusieurs années, avant et après la restauration, ont été nécessaires pour avoir une chance de détecter des modifications au niveau des populations. Ces résultats appuient l'idée de mener dans toute l'Europe une surveillance soutenue portant sur un panel de sites-tests.*

#### **6.4. Rentabilité de la surveillance hydrologique**

L'établissement d'un réseau de surveillance hydrologique efficace nécessite souvent de concilier la solution idéale et les exigences de rentabilité. Les coûts élevés requis pour établir et maintenir un grand nombre de stations de jaugeage fonctionnant en permanence, dans chaque masse d'eau, peuvent être contrebalancés en envisageant des réseaux de base étendus (incluant des stations principales et secondaires) et en combinant sites de surveillance et extrapolation des données via une modélisation hydrologique/hydraulique, permettant le transfert des informations sur l'hydrologie des zones surveillées aux zones non surveillées. Pour les bassins hydrographiques méditerranéens, les exigences de surveillance, et donc les coûts, seront vraisemblablement supérieurs à ceux des bassins hydrographiques d'Europe centrale et d'Europe du Nord, du fait d'une variabilité spatiotemporelle du régime hydrologique élevée (résultant de facteurs géologiques, hydrogéologiques et climatiques) qui génère des incertitudes dans la modélisation.

L'établissement d'un réseau de surveillance hydrologique efficace est généralement un processus évolutif, débutant avec un nombre minimal de stations de jaugeage, progressivement accru jusqu'à atteindre un réseau optimal. Ce réseau optimal est atteint lorsque la quantité et la qualité des informations recueillies sur l'hydrologie servent les objectifs de chaque type de programme de surveillance précédemment décrit. Plusieurs conceptions en vue d'un réseau de surveillance hydrologique rentable ont été proposées (Langbein and Hoyt, 1959), mais les approches récentes favorisent l'établissement de stations de jaugeage principales (fonctionnant en permanence), de stations secondaires ne fonctionnant assez longtemps que pour déterminer les caractéristiques de débit de leur district hydrographique, et de stations spéciales pour mesurer les débits entrants et sortants sur des périodes particulières (OMM, 2010).

Nombre d'utilisateurs de l'eau (p. ex. les compagnies de distribution d'eau, les exploitants de centrales hydroélectriques, etc.) peuvent détenir des enregistrements hydrologiques nécessaires à leurs activités ou exigés comme conditions à leur autorisation. Élaborer des normes de surveillance communes avec ces utilisateurs, et assurer l'accès à ces données pour les autorités en charge de l'eau et, éventuellement, le grand public, peut être un moyen rentable d'accroître la quantité de données hydrologiques disponibles.

## 6.5. Modélisation hydrologique et hydraulique

Les modèles hydrologiques et hydrauliques sont des compléments utiles et rentables au réseau de surveillance hydrologique. Les tronçons de cours d'eau non surveillés (sans station de jaugeage) peuvent être simulés, et le débit extrapolé, soit d'après les similitudes hydrauliques entre les zones jaugées et non jaugées (modèles hydrauliques), soit d'après les connaissances sur le comportement hydrologique de tronçons de cours d'eau comparables surveillés, combinées avec les données météorologiques issues des zones non surveillées (modèles pluie-débit).

Les modèles hydrauliques utilisent des sections transversales pour simuler, sur un tronçon spécifique jaugé, la longueur, le profil de profondeur, la largeur des berges, la hauteur des berges, etc. et établir une courbe de tarage hauteur-débit, laquelle peut être extrapolée aux tronçons non jaugés de propriétés typologiques et hydrauliques semblables.

Les modèles pluie-débit sont étalonnés au départ grâce aux données météorologiques et hydrologiques issues du tronçon jaugé (débit moyen journalier, données journalières de précipitation, évapotranspiration, équivalent en eau de la neige et température). Habituellement, des séries de débit, précipitation et température sur 20 ans sont nécessaires pour assurer la signification statistique (Kennard *et al.*, 2009 ; Martinez Santa-Maria et Fernandez Yuste, 2010a,b).

Des modèles plus sophistiqués utilisent également les informations cartographiques des cartes SIG (modèles numériques de terrain, occupation des sols, propriétés du sol, etc.). L'écoulement des eaux est simulé via différents processus d'écoulement tels que le ruissellement de surface, l'infiltration dans les sols, l'évapotranspiration par la végétation et l'écoulement d'eau souterraine, et extrapolé en fonction des propriétés météorologiques et cartographiques du tronçon non jaugé. Velez *et al.* (2009) fournissent une étude de cas intéressante, dans laquelle l'écoulement est extrapolé pour 41 bassins hydrographiques, dont seuls 17 d'entre eux disposent d'au moins une station de jaugeage.

Concernant les bassins hydrographiques méditerranéens non jaugés présentant une variabilité hydrologique intra-annuelle et interannuelle élevée, la modélisation hydrologique peut s'avérer suffisante pour simuler le régime hydrologique, et un réseau de surveillance hydrologique plus dense peut être nécessaire.

## 7. Définition des débits écologiques et analyse de l'écart avec la situation actuelle

Dans les masses d'eau affectées par des pressions hydrologiques importantes, l'écart entre le régime d'écoulement actuel et celui compatible avec la réalisation des objectifs environnementaux doit être évalué afin d'établir les mesures appropriées. Cette analyse d'écart consiste à estimer l'« écart » ou la « différence » entre les conditions de la masse d'eau, évaluées d'après la surveillance et/ou les résultats de modélisation, et celles compatibles avec l'atteinte du bon état écologique. Ceci nécessite d'estimer le débit écologique en tant que débit compatible avec l'objectif environnemental donné pour la masse d'eau, en prenant en compte le régime d'écoulement naturel et la morphologie.

### Messages clés pour ce chapitre

- Pour être cohérente avec les objectifs environnementaux visés à l'article 4(1), la définition des débits écologiques doit résulter d'un processus technique et scientifique exempt de considérations sur les impacts socio-économiques associés. Ces derniers ne doivent être pris en compte qu'au moment de l'établissement du régime d'écoulement à mettre en œuvre dans les MEFM ou les masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation, conformément aux conditions fixées par la DCE.
- Pour alimenter la définition des débits écologiques, de nombreuses méthodes ont été développées et peuvent être utilisées, différentes entre elles principalement en termes d'intégration des facteurs biologiques, d'échelle, de complexité et de volume de données requises.
- Le choix de la méthode la plus appropriée dépend de la disponibilité des données ressources (y compris données de surveillance) et de l'importance des pressions. Les méthodes purement hydrologiques peuvent constituer une approche satisfaisante pour couvrir l'ensemble du bassin hydrographique ; une approche plus détaillée sera nécessaire pour entreprendre des actions spécifiques, affectant potentiellement les usages, afin d'en assurer l'efficacité.
- Dans les cas où les altérations hydrologiques risquent de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux, l'évaluation de l'écart entre le régime d'écoulement actuel et le débit écologique est une étape cruciale pour orienter l'élaboration du programme de mesures.

### 7.1. Méthodes disponibles pour estimer les débits écologiques

Plusieurs méthodes ont été développées dans le domaine scientifique pour estimer les débits environnementaux, parmi lesquels on distingue trois grandes catégories ; (1) méthodes hydrologiques, (2) méthodes d'habitat hydrauliques, et (3) méthodes holistiques (Tharme, 2003 ; Petts, 2009 ; Linnansaari *et al.*, 2012). Les méthodes fréquemment utilisées dans chacune des catégories sont rapportées ci-après, avec leur référence. Pour peser le pour et le contre de chacune des trois catégories, leurs attributs spécifiques (c.-à-d. objectif, échelle, étendue, durée de l'évaluation, coût relatif et utilisation relative) sont mentionnés et comparés au tableau 7.1.

#### 7.1.1. Méthodes hydrologiques

Les méthodes hydrologiques reposent sur l'analyse des données historiques (existantes ou simulées) de l'écoulement fluvial. N'opérant pas au niveau spécifique des espèces ou communautés, ces méthodologies fournissent une fourchette et une variation générales des débits pour les processus écologiques contemporains et le maintien de la biodiversité indigène (Bunn et Arthington, 2002 ; Lytle and Poff, 2004 ; Doyle *et al.*, 2005).

L'hypothèse de base est que toute la fourchette de variabilité naturelle dans le régime hydrologique est nécessaire pour préserver les écosystèmes aquatiques.

Par conséquent, selon le niveau de conservation environnementale souhaité, les recommandations concernant les débits écologiques doivent refléter, dans une moindre mesure, le régime d'écoulement naturel (Poff et al. 1997).

L'application actuelle tend à s'écarter des méthodes qui fixent uniquement un débit minimum (p. ex. Tennant, 1976), pour s'orienter vers des méthodes plus exhaustives qui prennent en compte le régime hydrologique nécessaire au maintien des processus morphologiques et écologiques de l'ensemble du système, p. ex. l'approche des limites de la durabilité (Sustainability Boundary Approach, SBA, Richter 2011).

Les méthodes hydrologiques représentent actuellement les approches les plus utilisées au niveau international, très probablement en raison de leur facilité d'utilisation et de leur faible coût (basées sur des séries de données sur le débit des cours d'eau, réelles ou simulées, ne nécessitant pas de visites sur le terrain, Linnansaari *et al.*, 2012). Par exemple, Patricial est un modèle hydrologique conceptuel distribué pour les bassins hydrographiques de moyennes et grandes dimensions. Il est largement utilisé en Espagne par les autorités en charge de l'eau (c.-à-d. les autorités de bassins hydrographiques), responsables de la planification et de la gestion des ressources en eau de surface et des eaux souterraines. Le modèle dispose donc d'une formulation conceptuelle (figure 7.1), opère à une échelle de temps mensuelle, et calcule les débits et stockages d'eau (niveaux de la nappe souterraine) dans des sous-unités distinctes du bassin. Les données hydrologiques issues de la modélisation ont été amplement utilisées en Espagne pour estimer les débits écologiques dans les districts hydrographiques.

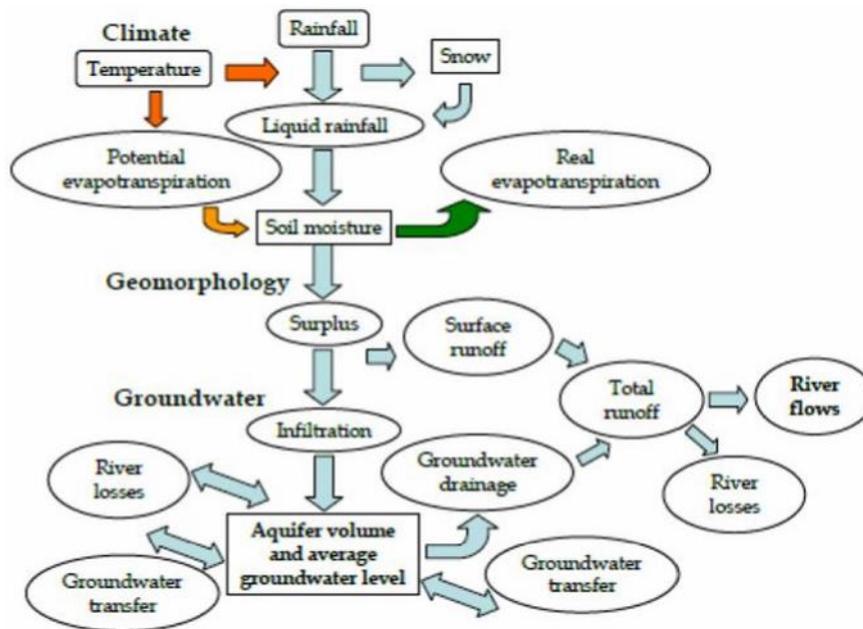


Figure 7.1. Fondement conceptuel du modèle hydrologique Patricial.  
Source : Pérez, 2005

Sous réserve que puisse être obtenu un enregistrement de l'écoulement fluvial adapté pour l'estimation des débits écologiques, les méthodes hydrologiques sont le moyen le plus simple, le plus rapide et le moins coûteux de renseigner sur les débits écologiques mais, en elles-mêmes, ces méthodologies n'incluent directement aucune des caractéristiques écologiques et morphologiques, ni aucun des processus des cours d'eau. Dans certaines situations, il a été suggéré d'utiliser les méthodologies hydrologiques au niveau de la planification ou pour établir les objectifs préliminaires de débit, lorsque le

risque et la controverse sont faibles, mais elles ne sont pas recommandées pour les études nécessitant un niveau de détail élevé (Tharme 2003 ; Acreman et Dunbar 2004).

Trois principaux problèmes peuvent néanmoins faire obstacle aux analyses hydrologiques simples. D'abord, les indicateurs hydrologiques doivent être obtenus sur une durée d'enregistrement appropriée d'au moins 15 ans, nécessaire à l'intégrité statistique (Kennard *et al.*, 2010). Se pose en second lieu le problème de la « naturalisation » des débits jaugés enregistrés dans les bassins hydrographiques caractérisés par une interférence humaine à long terme, quand il s'agit de déterminer un régime d'écoulement en l'absence de barrage-réservoir, retenue, dérivation et prélèvement et dans les conditions morphologiques actuelles. En troisième lieu vient la question de la répartition spatiale des stations de jaugeage, qui doivent être situées sur les cours d'eau à la fois de premier et de second ordre, s'agissant d'obtenir les caractéristiques des hydrogrammes, tant des cours supérieurs que des cours d'eau principaux.

*Dans le contexte du changement climatique, l'étude de cas CS 15 sur le bassin hydrographique de l'Arno, Italie, vise à produire des résultats utiles et à tester la faisabilité d'indicateurs quantitatifs (tirés du programme de bilan hydrologique approuvé) en les comparant avec les données de débit vital minimum, ainsi qu'avec une première estimation du débit écologique.*

*L'étude de cas CS 4 décrit la législation élaborée pour la mise en œuvre des débits écologiquement acceptables en Slovénie. Le décret prescrit l'utilisation de l'une ou l'autre des deux approches pour la détermination d'un débit écologiquement acceptable, à savoir l'approche écologique et l'approche holistique. Les principaux termes utilisés dans la détermination d'un débit écologiquement acceptable sont : « Débit d'étiage moyen » sur le site de prélèvement, qui est défini comme la moyenne arithmétique des valeurs annuelles les plus faibles du débit moyen journalier sur ce site, sur une période de surveillance prolongée, généralement les 30 dernières années. L'autre terme important est le « débit moyen » sur le site de prélèvement, qui est défini comme la moyenne arithmétique des valeurs de débit moyen annuel sur ce site, sur une période de surveillance prolongée, généralement les 30 dernières années. L'approche hydrologique repose sur la réversibilité, la quantité, la longueur et la durée du prélèvement d'eau, le type écologique de cours d'eau, et le ratio entre débit moyen et débit d'étiage moyen.*

### **7. 1.2. Méthodes d'habitat hydraulique**

Les méthodes d'habitat hydraulique reposent sur le fait que la variabilité des débits agit sur le biote selon un modèle hydromorphologique, déterminant quand et pour combien de temps les habitats sont disponibles aux communautés aquatiques et riveraines (Petts, 2009).

La simulation d'habitat hydraulique consiste en 1) une modélisation physique ou hydraulique du chenal du cours d'eau et 2) une modélisation des associations biologiques avec l'environnement physique. Ces dernières peuvent prendre en compte différents paramètres de l'habitat, tels que hauteur d'eau, vitesse d'écoulement, composition du substrat, géométrie du chenal, disponibilité du couvert végétal et température de l'eau. La quantité d'habitat disponible pour le biote peut donc être déterminée à la fois par rapport au débit du cours d'eau et par rapport aux caractéristiques morphologiques du chenal.

Les modèles physiques et biologiques sont alors combinés pour simuler comment les indicateurs de qualité-quantité d'habitat (p. ex. la surface mouillée adaptée à des espèces cibles) varient avec le débit du cours d'eau. Bien que le fondement conceptuel soit le même pour les différents modèles d'habitat hydrauliques disponibles dans la littérature, il existe des différences entre modèles (tant dans les

modèles physiques que biologiques) dans le détail des calculs (Linnansaari *et al.*, 2012).

Une revue approfondie des méthodes de simulation d'habitat utilisées pour établir les débits écologiques a été fournie récemment par Dunbar *et al.* (2011). De nombreuses méthodologies traitent actuellement de la durabilité des communautés et des écosystèmes dans l'ensemble du corridor fluvial. Plusieurs auteurs intègrent l'importance écologique des habitats de la plaine d'inondation et des habitats riverains (Merritt *et al.*, 2010), ainsi que la nécessité des crues et inondations pour entretenir la dynamique géomorphologique des cours d'eau (Konrad *et al.*, 2011). En outre, pour représenter la variabilité intra et interannuelle de l'habitat et identifier les conditions de stress créées par une limitation persistante de la disponibilité de l'habitat, l'analyse des séries temporelles d'habitat est actuellement considérée comme une composante clé dans la définition des débits écologiques grâce aux méthodes d'habitat hydrauliques (Parasiewicz *et al.*, 2013).

La capacité des modèles d'habitat à simuler les modifications dans le débit et la morphologie permet de les utiliser en vue d'une analyse comparative de différents scénarios et d'un choix sur les meilleures options disponibles (p. ex. Parasiewicz *et al.*, 2012).

Les méthodes d'habitat hydraulique sont souvent considérées comme plus précises que les méthodes hydrologiques, et les simulations d'habitat hydraulique sont recommandées dans les projets à hauts risques (Linnansaari *et al.*, 2012). En général, les méthodologies d'habitat hydraulique exigent un travail sur le terrain et une expertise considérables pour recueillir à la fois les données hydromorphologiques et biologiques. Elles peuvent être chronophages et onéreuses. Cependant, des modèles d'habitat « généralisés » simplifiés permettent des applications moins coûteuses dans certains États, au sein et hors de l'UE (Lamouroux & Jowett, 2005 ; Wilding *et al.*, 2014).

Il est très important de reconnaître que les méthodes de simulation d'habitat hydraulique évaluent seulement la quantité d'habitat en fonction des conditions hydromorphologiques, sans tenir compte de facteurs écologiques et biologiques plus complexes (p. ex. nourriture disponible, interactions interspécifiques et présence d'espèces étrangères).

*Une étude de cas (CS 9, Grèce, le Gadouras) explique combien les cours d'eau temporaires exigent une approche particulière dans la définition des débits écologiques, acquérant une importance particulière lors d'épisodes de tarissement du débit et de disparition des mouilles. Le régime d'écoulement du Gadouras (île de Rhodes, Grèce) a été modifié suite à la construction d'un nouveau barrage-réservoir. Les objectifs de l'étude étaient d'identifier les niveaux d'eau critiques dans les mouilles qui servent de refuge pour la survie du gizani (*Ladigesocypris ghigii*), espèce de poisson endémique inscrite à la liste de l'annexe II de la directive habitats. La méthodologie a abouti à une planification du débit, appliquée par l'exploitant du barrage, avec ajustements relatifs en périodes humides/sèches, années humides/sèches et fluctuations du niveau d'eau dans le plan d'eau artificiel. Après une année d'application de cette mesure, le nouveau régime d'écoulement a été évalué via une surveillance physique, biologique et physicochimique. Les populations de gizanis ont été bien maintenues durant la saison sèche et la survie des poissons a été assurée.*

*Une étude de cas (CS 16, Suède, Granö) illustre les modalités pratiques pour créer des conditions hydrauliques favorables à des espèces aquatiques données dans la rivière Mörrumsån dont le cours est détourné pour la production électrique depuis 1959. Le tronçon de la rivière possède des frayères potentielles de saumons et truites de mer, mais elles exigeraient un débit supérieur et une restauration physique pour atteindre*

*leur potentiel. Le processus d'évaluation de différents débits a reposé sur des simulations d'habitat hydrauliques dans le tronçon de la rivière, combinées à un modèle de population de salmonidés. Sur la base des simulations a été établie une recommandation portant sur un débit de base qui devait potentiellement être combiné avec des débits de pointes, en particulier à la saison de migration.*

*Une étude de cas (CS 8, Italie, écrevisse), déjà mentionnée à la section 4.4, décrit une définition des débits écologiques pour soutenir les populations locales d'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*), une espèce menacée. Un modèle de simulation d'habitat à méso-échelle (MesoHABSIM) a été utilisé pour la définition des débits écologiques, car cette approche est bien adaptée aux cours d'eau à forte pente, elle permet de décrire les morphologies complexes et implique un large éventail de descripteurs de l'habitat. Le modèle MesoHABSIM met l'accent sur l'échelle temporelle, en analysant statistiquement des séries temporelles d'habitat, et établit des seuils pour les facteurs de stress en habitat (HST) qui, non seulement, prennent en compte l'amplitude d'un impact (c.-à-d. la quantité d'eau dérivée), mais offrent également un moyen de mesurer quantitativement la durée et la fréquence des événements générant un stress pour les écrevisses. Les incidences négatives spécifiques d'une limitation persistante de la disponibilité de l'habitat peuvent être détectées, et les débits écologiques adaptés peuvent être proposés.*

*Une étude de cas (CS 17, Pays-Bas, la Meuse) montre les effets de différents régimes d'écoulement sur la qualité d'une espèce cible de poisson, affectée par de fortes altérations dans le régime hydrologique, dans le contexte de la Meuse caractérisée par des fluctuations importantes dans l'écoulement naturel, combinées à des variations brutales dues à une mauvaise gestion entre navigation, exploitation hydroélectrique et gestion des eaux en amont et en aval du bassin hydrographique de la Meuse. Le modèle de simulation d'habitat du cours d'eau a montré les effets des étiages sur la quantité d'habitat convenant au barbeau. Les analyses de fiabilité du modèle ont été réalisées, donnant comme résultat, pour chaque stade de développement de l'espèce cible, une surestimation de l'habitat adapté, à l'exception de la zone de frai. Il a été remédié à certaines défaillances dans la méthode de simulation d'habitat en combinant des informations sur le site.*

*Une étude de cas (CS 18, Espagne, outils) illustre la combinaison des méthodes hydrologiques et de simulation d'habitat, utilisée en Espagne pour l'évaluation des débits écologiques. Les paramètres hydrologiques ont été calculés pour toutes les masses d'eau espagnoles, conformément aux critères techniques de la directive sur la planification hydrologique. Une évaluation de la simulation d'habitat a été réalisée dans les masses d'eau stratégiques pour l'allocation de l'eau et/ou l'importance environnementale (10 % du total). Les approches hydrologiques ont nécessité l'utilisation de données de modélisation du débit naturel pour tout le pays (sur une base mensuelle et journalière), une régionalisation hydrologique et une évaluation de l'altération hydrologique. Les modèles de simulation d'habitat ont nécessité un important travail de terrain, l'élaboration de modèles d'adéquation de l'habitat et des logiciels de simulation d'habitat physique (PHABSIM, RHYHABSIM, River2D).*

*Une étude de cas (CS 19, Espagne, la Cantabrie) explique l'élaboration d'une méthodologie pour l'extrapolation du régime d'écoulement minimum à toutes les masses d'eau du bassin hydrographique de la Cantabrie. Cette méthodologie combine des méthodes hydrologiques et des méthodes de modélisation d'habitat, et utilise au départ les données de surveillance d'un échantillon de masses d'eau (10 % du total). Les débits minimums ainsi obtenus ont été intégrés au premier cycle des plans de gestion des districts hydrographiques (2009 - 2015). La méthodologie élaborée permet la simplification de la procédure de calcul des débits minimums, bien que ses résultats n'aient pas encore été évalués. Hormis les enseignements tirés, l'étude de cas considère qu'il est crucial d'analyser si toutes les régions dans le district hydrographique sont homogènes du point de vue*

hydrologique. Si tel est le cas, le facteur d'extrapolation peut être calculé grâce aux valeurs moyennes pour toutes les masses d'eau (ainsi que cela a été fait dans le bassin hydrographique de la Cantabrie). Dans le cas contraire, il est nécessaire de calculer différents facteurs d'extrapolation pour les régions distinctes au niveau du fonctionnement hydrologique.

Une étude de cas (CS 20, Espagne, Bocos de Duero) offre un aperçu de l'utilisation des méthodes d'habitat hydraulique, et de la nécessité d'assurer une cohérence entre les indicateurs pour la classification de l'état des masses d'eau et les exigences des écosystèmes et/ou des espèces liés à ces masses d'eau, p. ex. dans les zones protégées. Les écarts existants doivent être comblés par des études plus spécifiques. L'étude de cas fournit des informations concernant l'étendue de la surveillance hydrologique, de la modélisation hydrologique, et de la modélisation des habitats. Elle fait également référence au projet LIFE MedWetRivers, répondant aux exigences particulières dans les zones protégées.

Une étude de cas (CS 3, Autriche, juridique) explique comment des valeurs-guides pour les paramètres des débits écologiques ont été définies, en Autriche, pour la quantité de débit. Des valeurs limites biologiques ont été fixées pour les poissons, les invertébrés benthiques, le phytobenthos, ainsi que les macrophytes, en ce qui concerne la classe de bon état écologique. Les valeurs limites pour les débits écologiques ont été définies pour décrire les conditions hydrologiques pour le très bon état écologique. Parmi ses « enseignements », l'étude de cas explique que les données de surveillance biologique sont indispensables à la définition des débits écologiques pour le BEE et le TBE. Il est nécessaire, pour tous les types de masses d'eau, d'identifier ces éléments de qualité biologique (EQB) qui sont plus sensibles aux pressions hydrologiques et de développer des indicateurs spécifiques sensibles aux altérations hydrologiques pour ces EQB. Les poissons s'avèrent être en général les EQB les plus sensibles aux pressions hydrologiques. Par ailleurs, l'étude de cas examine les avantages d'une procédure/méthode uniformisée pour la définition des débits écologiques, comparée à une évaluation au cas par cas.

### **7.1.3. Méthodes holistiques**

Les méthodes holistiques visent à regrouper les exigences humaines et celles de l'écosystème, relatives au débit, dans un cadre d'évaluation homogène (Arthington, 1998). La philosophie de ces approches est que toutes les composantes biotiques et abiotiques principales constituent l'écosystème à gérer, et deuxièmement, que le spectre complet des débits, et leur variabilité spatiale et temporelle, constituent le débit à gérer (Arthington 1998).

Les cadres holistiques sont parfois présentés comme des approches par groupes d'experts, où les normes environnementales sur le débit sont élaborées dans le cadre d'un atelier, au sein duquel les données spécifiques des cours d'eau sont examinées par une équipe d'experts pluridisciplinaire (hydrologie, géomorphologie, qualité de l'eau et diverses disciplines de l'écologie).

Ces cadres peuvent également intégrer les valeurs sociales, culturelles et économiques dans les objectifs de protection de l'écosystème, et associer d'autres acteurs, en tant que base de recommandations consensuelles (Linnansaari *et al.*, 2012). Dans cette mesure, ce type d'approche peut être particulièrement utile pour l'évaluation du régime hydrologique à atteindre dans les MEFM ou les masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation.

N.B. : tandis que l'approche holistique est utile, dans la définition des débits écologiques, pour l'intégration de nombreuses caractéristiques de l'écosystème (contrairement aux méthodes qui ne se concentreraient que sur un nombre limité d'espèces), dans le cas présent, seules les considérations écologiques doivent être intégrées à la méthodologie, et non les impacts socio-économiques sur les usages, qui concernent uniquement les MEFM ou les masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation.

De nombreux cadres holistiques ont été décrits dans la littérature ; les méthodes les plus fréquemment utilisées sont la méthode « Building Block Methodology » (BBM ; Tharme et King, 1998) et la méthode « Downstream Response to Imposed Flow Transformation » (King *et al.*, 2003, DRIFT). Arthington (1998a) et Tharme (2003) offrent une revue exhaustive des diverses méthodologies holistiques.

Plus récemment, la méthode « Ecological Limits of Hydrologic Alteration Framework » (ELOHA) a été développée spécialement pour répondre à la nécessité d'une gestion des débits environnementaux à l'échelle de l'état, de la province ou du bassin, et au niveau de la politique nationale de l'eau, et il est utilisé pour intégrer les exigences environnementales sur l'eau dans la planification régionale des ressources en eau et leur gestion mondiale (Poff *et al.*, 2009). ELOHA est une méthode « descendante » qui définit les exigences environnementales sur l'eau en termes de niveaux de modification du régime d'écoulement naturel acceptables, impliquant la quantification des relations stress-réponse et la définition de recommandations concernant les exigences environnementales sur l'eau pour différentes classes de cours d'eau présentant des types de régime d'écoulement contrastés (Arthington *et al.*, 2006). Ce cadre aborde simultanément plusieurs cours d'eau, y compris les plans d'eau et zones humides, et s'applique à tout un spectre d'altérations du débit, de données disponibles, d'interprétation scientifique et de contextes sociaux et politiques (Poff *et al.*, 2009, Arthington, 2012).

Selon l'acuité de l'évaluation, les données recueillies, et l'étendue de la consultation des experts, l'application des cadres holistiques peut être chronophage et coûteuse.

Tableau 7.1 : Comparaison des trois catégories générales de méthodes pour l'estimation des débits écologiques. Adapté de Linnansaari et al., 2012

Catégorie de méthodologie	Objectif général	Échelle	Durée d'évaluation (mois)	Coûts relatifs	Fréquence relative d'utilisation
<b>Hydrologique</b>	Examen des données historiques sur le débit pour trouver les niveaux de débit qui existent naturellement	Cours d'eau entiers, applicable aux évaluations régionales	1 - 6	€	+++
<b>D'habitat hydraulique</b>	Examen des modifications dans la quantité d'habitat physique, pour un ensemble d'espèces ou de communautés cibles retenues,	Appliquée à l'échelle d'un site d'étude / tronçon de cours d'eau, étendue à l'ensemble du bassin hydrographique sur la base d'une	6 - 18	€€	++
<b>Holistique</b>	Examen des débits au sein d'un atelier consultatif d'experts, conduisant à des recommandations sur les débits pour toutes les	Cours d'eau en entier, applicable aux échelles régionales ou spécifiques du cours d'eau	12 - 36	€€ - €€€	+ (croissant)

*Une étude de cas (CS 4, Slovénie, juridique) décrit les deux approches pour la détermination d'un « débit écologiquement acceptable » prescrit par la législation slovène. L'approche holistique évalue les caractéristiques biologiques, chimiques et hydromorphologiques du tronçon de cours d'eau où a lieu la dérivation/le prélèvement d'eau. La détermination finale du débit écologiquement acceptable doit aussi inclure les exigences liées aux politiques en matière de protection et de conservation de la nature. Bien que développée dans le contexte de la Slovénie, l'approche « holistique » peut être utilisée partout ailleurs. La reproductibilité de cette approche holistique est cependant limitée car elle repose sur des connaissances d'experts.*

## 7.2. Choix d'une méthode appropriée

Le présent paragraphe vise à orienter le processus vers le choix des méthodes adaptées à l'estimation des débits écologiques. Sur la base des connaissances et informations disponibles (sur les caractéristiques hydrologiques et celles du bassin hydrographique, l'échelle et la portée de l'analyse et, plus largement, le contexte environnemental et économique), un cadre hiérarchique pour le choix de la méthodologie est proposé.

Un panel de techniques, qu'elles soient simples ou complexes, peut être retenu pour répondre progressivement à l'échelle d'analyse, au niveau de risque, à l'intensité de l'usage de l'eau, au budget, à la capacité et au délai d'un pays (Hirji et Davis, 2009). La mise en œuvre hiérarchique, par phases, peut être entreprise dans plusieurs dimensions différentes, telles que : i) complexité croissante de l'évaluation scientifique, depuis l'analyse très simple de l'hydrologie à l'échelle du bassin, jusqu'aux enquêtes exhaustives sur site ; ii) complexité croissante du régime d'écoulement, depuis la protection de base des débits d'étiage saisonniers, jusqu'au régimes d'écoulement plus

complexes présentant une variabilité intra/interannuelle ; iii) phasage géographique, en débutant par les sites hautement prioritaires (Le Quesne *et al.*, 2010).

L'estimation des débits écologiques pouvant être exigeante en termes de ressources, une approche hiérarchique par phase est le moyen le plus efficace d'appliquer les méthodes dans le but de développer la politique sur le débit écologique dans une région ou un pays.

Les approches hiérarchiques mentionnées précédemment ont été proposées dans différents pays. Deux niveaux d'évaluation ont été largement appliqués en Espagne pour intégrer les débits écologiques aux plans de gestion des districts hydrographiques (arrêté ARM/2656/2008). Au RU, il est proposé d'appliquer trois niveaux d'évaluation des débits écologiques pour les masses d'eau «cours d'eau», dans lesquelles un investissement supérieur dans l'évaluation conduit à une moindre incertitude dans les résultats (GTC du RU, 2007).

Basé sur les contributions de plusieurs auteurs (Arthington *et al.*, 1998b ; Acreman et Dunbar, 2004 ; King *et al.*, 2008 ; TNC, 2011b), le tableau 7.2 suggère une approche hiérarchique à trois niveaux pour adapter l'application des débits écologiques. Quelques références de base aux méthodes pour chacun des niveaux d'évaluation sont également citées.

**Tableau 7.2 : Une hiérarchie à trois niveaux des méthodes sur les débits écologiques**  
Adapté de : Arthington *et al.*, 1998b ; Acreman et Dunbar, 2004 ; King *et al.*, 2008 ; TNC, 2011b

Applications	Observations	Type	Références de base des méthodes	Informations requises
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Planification régionale</li> <li>- Établissement de normes préliminaires</li> <li>- Test et analyse des informations disponibles sur l'hydrologie et l'écologie pour une approche de niveau 2</li> </ul>	<p>Cette approche peut être appropriée pour l'établissement d'objectifs préliminaires dans chaque situation ou dans le cadre d'un processus de test à l'échelle du bassin.</p> <p>Des recommandations initiales dignes de foi sur les débits écologiques peuvent être fournies lorsque les méthodes hydrologiques informatisées sont combinées à une revue des informations disponibles sur l'écologie et des connaissances sur les processus clés au sein des cours d'eau.</p> <p>Ces objectifs initiaux basés sur une analyse de niveau 1 doivent être à titre de précautions, conformément à leur niveau de confiance</p>	Hydrologique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) and the Range of Variability Approach (RVA, Richter <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>- Sustainability Boundary Approach (SBA, Richter 2011)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Données hydrologiques cohérentes et spatialement distribuées (au moins 15 années de mesures en continu)</li> <li>- Modèles hydrologiques fiables pour extrapoler les séries chronologiques de débit du cours d'eau aux sites non jaugés</li> <li>- Analyse bibliographique des liens entre régime d'écoulement et processus clés au sein du cours d'eau</li> </ul>

<ul style="list-style-type: none"> <li>- Plans de gestion des districts hydrographiques</li> <li>- Organisation et pré-analyse des informations pour une approche de niveau 3</li> </ul>	<p>Peut s'appliquer lorsque des spécifications plus détaillées sur les débits écologiques sont nécessaires. La planification à l'échelle du bassin implique l'évaluation des débits écologiques via une analyse hydrologique et des méthodologies holistiques.</p> <p>Les recommandations sur les débits écologiques peuvent reposer sur des données limitées et un avis subjectif ou contradictoire des experts.</p>	<p>Holistique + modèles d'habitat généralisés</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Building Block Methodology (BBM, Tharme et King, 1998)</li> <li>- Downstream Response to Imposed Flow Transformation (DRIFT, King <i>et al.</i>, 2003)</li> <li>- Ecological Limits of Hydrologic Alteration Framework (ELOHA) (Poff <i>et al.</i>, 2009, Arthington, 2012)</li> <li>- Generalised habitat models (Snelder <i>et al.</i>, 2011)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Recueil de nouvelles données, méthodes de base de modélisation écologique et d'évaluation économique</li> <li>- La synthèse des informations et l'expression de l'avis des experts dans les recommandations sur les débits écologiques ont lieu dans le cadre d'un atelier débit avec divers participants</li> </ul>
--	---	---	---	---

Applications	Observations	Type	Références de base des méthodes	Informations requises
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Examen des compromis et prévision des résultats des modifications opérationnelles actuelles (p. ex. désignation et gestion des MEFM)</li> <li>- Restauration / réhabilitation des habitats aquatiques et riverains</li> <li>- Au niveau de la masse d'eau</li> </ul>	<p>Un processus de niveau 3 est approprié dans les situations qui exigent un degré élevé de certitude. De telles situations peuvent inclure celles où un prélèvement d'eau excessif est vivement contesté, des zones protégées sont affectées. Dans ces situations, les décideurs auront besoin d'un seuil d'analyse supérieur, et d'une évaluation objective, juridiquement défendable.</p> <p>Les analyses de l'approche de niveau 3 peuvent intégrer des méthodologies d'habitat hydrauliques et, pour les MEFM et masses d'eau faisant l'objet d'une dérogation, une analyse des impacts socio-</p>	<p>Holistique + Habitat hydraulique</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- BBM / DRIFT comme recommandé précédemment, appuyé par des méthodologies d'habitat hydrauliques</li> <li>- L'action COST 626 « European Aquatic Modelling Network » définit et développe des méthodes et des modèles permettant d'évaluer les interactions entre biotes et habitats riverains au niveau des tronçons et des bassins hydrographiques</li> <li>- Dunbar <i>et al.</i>, 2011 fournissent une revue approfondie de la modélisation d'habitat hydraulique disponible</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Recueil conséquent de données et approches de modélisation avancées (orientées espèces/communautés)</li> <li>- Un cadre d'évaluation plus large qui identifie les problèmes, utilise les meilleures méthodes disponibles et présente les résultats aux décideurs</li> <li>- Des méthodes d'évaluation de la faisabilité technique, des effets négatifs importants et des aspects économiques peuvent être appliqués</li> </ul>

### 7.3. Analyse de l'écart au débit écologique

Dans le contexte général de la DCE, l'« analyse de l'écart » consiste à identifier pour chaque masse d'eau tout écart entre son état existant et celui requis pour réaliser l'objectif environnemental. - Dans les cas où les altérations hydrologiques risquent de compromettre la réalisation des objectifs environnementaux, une évaluation de l'écart entre le régime d'écoulement actuel et les débits écologiques doit être réalisée : l'« analyse d'écart au débit écologique ». Cette analyse exige au préalable la définition et le calcul des débits écologiques.

Tandis que dans l'analyse des pressions (chapitre 5), l'évaluation de l'altération hydrologique prend en compte l'écart des débits actuels par rapport aux débits naturels, l'analyse de l'écart au débit écologique consiste à évaluer l'écart entre les débits actuels et les débits écologiques (figure 7.2).

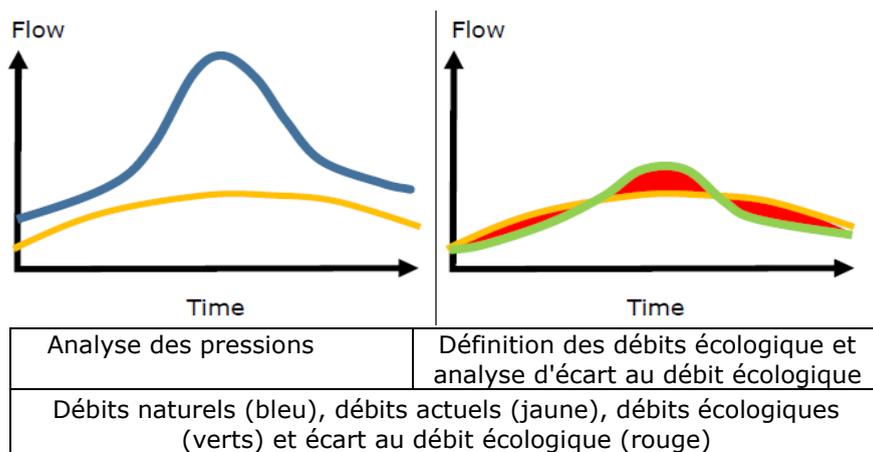


Figure 7.2 : Analyse des pressions et analyse d'écart au débit écologique (R. Sanchez Navarro, communication personnelle)

La figure 7.2 donne un exemple se rapportant uniquement à la quantité et à la dynamique du débit ; mais un écart au débit écologique peut être calculé sur n'importe quelle échelle de temps (mois, saison, ou année) et doit se concentrer sur chacune des composantes du débit (y compris vitesse d'écoulement) identifiée comme étant altérée. Concernant les débits d'étiage, l'écart au débit écologique peut être interprété comme le volume net d'eau effectivement indisponible pour les besoins en débit écologique, en raison de prélèvements ou de régulations.

Les bilans hydrologiques (cf. document d'orientation de la CIS en cours d'élaboration sur le sujet) prennent habituellement en compte les débits écologiques et peuvent renseigner sur l'existence et la localisation d'un tel écart à grande échelle et sur une base saisonnière.

*Une étude de cas (CS 21, Slovaquie, bilan hydrologique) décrit comment les débits écologiques sont intégrés dans le bilan hydrologique utilisé pour l'évaluation quantitative des ressources en eau en Slovaquie. Le bilan hydrologique repose sur l'évaluation de la demande en eau et la disponibilité des ressources en eau durant l'année précédente ; il reflète l'état et les possibilités d'utilisation des ressources en eau et fournit le contexte contraignant pour la gestion de l'eau sur la période suivante. Les débits écologiques sont représentés par la valeur du débit minimum d'équilibre, qui est l'une des valeurs d'entrée du point de vue de la demande en eau. Un déficit dans le bilan hydrologique est utilisé comme un signal indiquant la nécessité de réexaminer les mesures existantes et d'en établir éventuellement de supplémentaires.*

L'écart évalué renseignera sur les mesures requises pour atteindre les débits écologiques et réaliser les objectifs environnementaux. Pour les masses d'eau de surface qui satisfont au régime de débit écologique (pas d'écart au débit écologique), le programme de mesures (PDM) doit se concentrer sur la non détérioration, tandis que pour les masses d'eau dans lesquelles un écart entre les conditions actuelles de débit et le débit écologique a été identifié, le PDM doit être ciblé sur la restauration des débits écologiques et le comblement de l'écart.

## 8. Mesures pour atteindre les débits écologiques

S'appuyant sur la caractérisation des pressions et impacts hydrologiques et sur l'analyse d'écart, le programme de mesures doit identifier les mesures à mettre en œuvre afin d'atteindre un régime hydrologique compatible avec les objectifs environnementaux dans chaque masse d'eau.

Le présent chapitre vise à fournir des recommandations sur les moyens de choisir et de mettre en œuvre ce type de mesures, d'après l'expérience existante dans les États membres. Il inclut également des considérations concernant l'analyse de la rentabilité de ces mesures.

### Messages clés pour ce chapitre

- Afin de réaliser les objectifs environnementaux de la DCE dans les cours d'eau naturels, les programmes de mesures (PDM) doivent assurer la préservation des débits écologiques et leur restauration.

- Parmi les mesures de base, la surveillance des prélèvements d'eaux de surface et d'eaux souterraines, des retenues, et autres activités ayant une incidence sur l'hydromorphologie, constituent une base solide pour préserver et restaurer les débits écologiques, via le processus d'autorisation et la révision régulière des autorisations.

- Nombre de mesures complémentaires peuvent s'avérer nécessaires pour soutenir la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE. Dans nombre de cas, la combinaison de mesures hydrologiques (assurant le maintien des débits écologiques par tout prélèvement et toute régulation) et de mesures morphologiques (améliorant les habitats aquatiques afin de les rendre moins vulnérables aux altérations du débit) peut constituer l'approche la plus rentable.

- Les PDM doivent permettre de développer les connaissances sur les exigences des écosystèmes aquatiques relatives au débit, tant à grande échelle qu'au niveau du site le cas échéant.

- Une évaluation minutieuse des coûts associés à la mise en œuvre doit être réalisée pour éclairer le choix des mesures ou combinaisons de mesures les plus rentables.

- Ces dernières considérations ne sauraient être utilisées pour corriger les valeurs associées aux débits écologiques, qui doivent découler d'un processus technique / scientifique ; elles peuvent néanmoins utilement motiver la désignation possible des masses d'eau en tant que MEFM ou justifier une dérogation.

### 8.1. Mesures hydrologiques pour les usages et activités ayant un impact

Les mesures doivent être ciblées sur les forces motrices et les pressions qui ont été identifiées comme étant à l'origine de l'altération du débit lors de l'analyse visée à l'article 5 et décrite au chapitre 4.

Dans le cadre des mesures de base, l'article 11(3) impose d'établir des contrôles des captages d'eau douce dans les eaux de surface et les eaux souterraines et des endiguements d'eau douce de surface (e) et des autres usages qui risquent d'avoir un impact négatif important sur les conditions hydromorphologiques (i). Aux termes de cet article, ces usages doivent faire l'objet d'une autorisation préalable et cette autorisation doit être périodiquement revue et, le cas échéant, mise à jour. Ces contrôles sur les captages et endiguements et autres usages ayant un impact sur le régime d'écoulement doivent être mis en œuvre afin d'assurer la réalisation des objectifs environnementaux et, concernant ce type d'usages, tout particulièrement vérifiés au regard des considérations sur les débits écologiques.

### **8.1.1. Usages nouveaux et accrus**

La non détérioration de l'état doit être prise en compte pour les nouveaux usages ayant un impact sur le régime hydrologique ou pour les changements dans ces usages correspondant une augmentation de l'impact sur hydrologie. Via le processus d'autorisation, il doit être vérifié que l'altération supplémentaire du régime d'écoulement n'est pas significative et ne risque pas d'avoir un impact sur l'état écologique de la masse d'eau, en tenant compte également d'effets cumulatifs.

Cette exigence est particulièrement contraignante dans les masses d'eau en très bon état écologique pour lesquelles la classification prend explicitement en compte les conditions hydromorphologiques. Outre la non détérioration des indicateurs biologiques, l'impact de l'usage nouveau/acru ne doit aboutir à aucune altération du régime hydrologique depuis des conditions presque non perturbées. En pratique, cela signifie p. ex. qu'aucun nouveau prélèvement ou aucune nouvelle régulation de débit, ou uniquement un prélèvement ou régulation de débit très mineur, ne doit être autorisé dans les masses d'eau de très bon état écologique (sauf dans le cadre de nouvelles modifications des caractéristiques physiques de la masse d'eau respectant toutes les conditions de l'article 4(7)).

*Parmi les mesures pour assurer une non détérioration des écosystèmes aquatiques, un inventaire approfondi de tous les cours d'eau a été réalisé en France, dans chaque district hydrographique, afin d'identifier ceux ayant un intérêt écologique majeur, y compris ceux en très bon état écologique. Cette liste de cours d'eau a été complétée en 2013. Dans ces cours d'eau, aucune nouvelle autorisation ne peut être délivrée à une quelconque activité ou infrastructure qui altérerait la continuité du cours d'eau (y compris altération du régime hydrologique et obstacle au transport des sédiments).*

Ces nouveaux usages ne doivent pas compromettre l'atteinte du bon état écologique. Dans les masses d'eau où l'état écologique est perturbé en raison d'altérations hydrologiques, et/ou lorsqu'un écart a été identifié entre le régime d'écoulement actuel et le débit écologique, aucune altération supplémentaire du débit ne doit être autorisée : aucun prélèvement ou aucune régulation de débit, ou uniquement un prélèvement ou une régulation de débit très mineur, ne doit être autorisé dans ces masses d'eau. Fait exception à ce principe le cas où une action figure dans le PDM et est mise en œuvre afin que le débit écologique soit restauré dans le même délai. Dans ce cas, l'écart de débit à combler en conséquence de ces mesures doit prendre en compte la détérioration supplémentaire due aux nouveaux usages autorisés.

### **8.1.2. Usages existants**

Dans les masses d'eau où l'état écologique est perturbé en raison d'altérations hydrologiques, et/ou lorsqu'un écart a été identifié entre le régime d'écoulement actuel et le débit écologique, la révision des conditions d'autorisation imposée par l'article 11(3) doit être utilisée pour adapter en particulier ces conditions et imposer des limites et/ou actions afin de rendre l'usage existant compatible avec les débits écologiques et les objectifs environnementaux.

### **8.1.3. Exemples de mesures**

De nombreux types de mesures pour l'atténuation de l'impact hydrologique des usages existants ont été développés et illustrés dans nombre de rapports (p. ex. WFD CIS, 2006) et études de cas dans les États membres ; le présent document n'entend pas en dresser la liste exhaustive. Les mesures suivantes sont illustrées par des études de cas recueillies lors de l'élaboration du présent document :

- **Modifications des installations** afin d'instaurer un régime d'écoulement compatible avec les objectifs de la DCE.

*Une étude de cas (CS 22, Suède, Edeforsen) montre comment améliorer les conditions écologiques en restaurant un régime d'écoulement plus naturel. Le cours d'eau d'Edeforsen est l'un des plus équipés de Suède pour l'énergie hydraulique, avec 23 grandes centrales hydroélectriques. Les frayères et habitats d'hivernage sont très limités pour la truite fario (*Salmo Trutta*) et l'ombre (*Thymallus thymallus*), en raison de débits élevés dans le cours d'eau régulé et de l'étroitesse du cours d'eau sur le site. La dérivation des eaux vers une ancienne centrale hydroélectrique réduit le débit et la vitesse dans le chenal naturel principal. Une expertise sur l'écologie piscicole a permis d'étudier et de modéliser les habitats pour différents scénarios d'écoulement (courant vs dérivé), ainsi qu'en fonction des saisons et des stades de développement des espèces de poissons. Les résultats de la modélisation suggèrent un schéma de déversement modifié, et les mesures proposées pour la réhabilitation de l'habitat physique dans le chenal atténueraient les effets des forts débits et offriraient une amélioration des habitats pour la reproduction des espèces locales de poissons. Ce projet aboutirait à l'amélioration des conditions écologiques et à une production hydroélectrique accrue.*

- **Modifications des régimes d'exploitation de l'eau et dans les droits de l'eau.**

*Une étude de cas (CS 23, Espagne, le Ter) présente un vaste processus engagé avec les usagers de l'eau, afin d'adapter les usages existants et de les rendre compatibles avec les débits écologiques, grâce à différentes actions telles que :*

- *Modification de l'occurrence des prélèvements d'eau ;*
- *Renouvellement des droits des usagers en contrepartie de l'adoption progressive des exigences relatives au débit écologique ;*
- *Avec les exploitants des petits et grands barrages hydroélectriques, une réduction de la production d'énergie dans une installation peut être compensée par un accroissement de la production dans une autre.*

- **Combinaison et optimisation des missions concurrentes pour la gestion des retenues.**

*Une étude de cas (CS 15, Allemagne, retenue de l'Aabach) explique l'approche empirique adoptée pour la mise en œuvre des débits écologiques dans la gestion des retenues d'eau potable, et la combinaison de mesures élaborée en vue de la réalisation des objectifs de la DCE. Suite à l'adoption de la DCE, une combinaison de mesures, p. ex. réduction de la consommation d'eau par habitant et des pertes dans les réseaux d'eau potable, a été mise en œuvre dans toute l'Allemagne au cours des dernières décennies. Par ailleurs, divers études de terrain ont été réalisées pour définir les débits écologiques, ciblant la truite et le macrozoobenthos. Les résultats ont montré que l'impact sur le régime d'écoulement était fortement influencé par les mesures morphologiques complémentaires. En particulier, la présence de débris de bois (bois mort, embâcle) a renforcé l'efficacité des débits écologiques. L'élaboration finale des débits écologiques et des mesures hydromorphologiques a été achevée en 2004. En conséquence, la population de truites a pu être doublée en une décennie. Dans cette étude de cas, le débit écologique (de variation saisonnière et proche des crues naturelles) depuis la retenue, couplé à des mesures morphologiques, a permis de limiter la restitution d'eau au tronçon aval du cours d'eau à seulement 10 % de la moyenne annuelle des*

*ressources disponibles dans le bassin hydrographique de l'Aabach, en conservant 90 % pour les besoins en eau potable, minimisant ainsi l'impact sur la fourniture en eau potable.*

On trouve, dans Etats Membres, d'autres exemples de mesures d'atténuation, pour les cours d'eau affectés par le stockage d'eau, utilisées afin de définir un bon potentiel écologique, telles que :

- Atténuation relative aux étiages : fourniture d'un débit supplémentaire au cours d'eau ;
- Atténuation relative à la variabilité du débit : restauration de la variabilité du débit, restauration passive (p. ex. utilisant la variabilité naturelle via des seuils à échancrure triangulaire) ou active (p. ex. restitution planifiée depuis les barrages-réservoirs) ;
- Atténuation relative aux éclusées : installation d'une (série de) retenue(s) de compensation dans le chenal du cours d'eau, repositionnement du chenal de chute (p. ex. vers la mer, un plan d'eau, un plus grand cours d'eau ou un chenal distinct parallèle au chenal d'origine ou un chenal artificiel reconstitué), réduction du taux de rabaissement du débit (donc du remplissage du chenal de chute, y compris au moyen d'une vanne de dérivation).

(Source : GT ECOSTAT, groupe de travail ad hoc sur le BPE et le stockage de l'eau, octobre 2014)

## **8.2. Amélioration des connaissances et priorisation**

Selon les connaissances existantes concernant les débits écologiques dans le bassin hydrographique, et en sus de l'élaboration d'une surveillance hydrologique comme vu au chapitre précédent, il peut être nécessaire de développer les connaissances et la compréhension des exigences des écosystèmes relatives au débit afin de pouvoir établir des débits écologiques compatibles et efficaces. Ces études supplémentaires peuvent être utiles pour comparer les différents types de mesures, et leur rentabilité. Assurer leur transparence et y associer les usagers de l'eau, les autres acteurs et le public, peut considérablement aider à développer et partager une compréhension des débits écologiques et des actions nécessaires, et à obtenir un soutien à leur mise en œuvre.

*Une étude de cas (CS 24, Norvège, l'Alta) explique le système norvégien de régulation dites par essais, basé sur des règles transitoires d'exploitation qui ont été appliquées dans plus de 30 cours d'eau, avec un succès notable pour la rivière Alta. Les régulations dites par essais sont recommandées principalement dans les cours d'eau d'importance particulière et lorsqu'il est jugé nécessaire de tester en pratique les effets de différents régimes d'écoulement, avant de décider finalement des exigences relatives au débit écologique. Dans la rivière Alta, le principal objectif a porté sur la sauvegarde des stocks de saumons sauvages de l'Atlantique. Dans les grands cours d'eau tels que l'Alta, le saumon a un temps de génération de 5 - 7 ans, ce qui signifie que les effets à long terme de l'exploitation hydroélectrique peuvent être longtemps indétectables, souvent 10 ans ou plus. Le temps de réponse biologique doit donc être pris en compte lors de la planification des régulations dite par essais. Une durée et des ressources suffisantes doivent être allouées, et la finalité et les objectifs des régulations dites par essais doivent être clairement définis et acceptés.*

*Récemment, un schéma directeur a été établi pour tout le secteur de l'énergie hydraulique en Suède, sur la base d'une analyse multicritères utilisant les informations issues de chaque installation hydroélectrique et prenant en compte les objectifs nationaux en matière d'environnement concernant les cours d'eau et plans d'eau (y compris les objectifs de la DCE et des directives Oiseaux et Habitats). La plupart des informations ont été recueillies à l'échelle de la masse d'eau et agrégées à l'échelle du bassin hydrographique. Au final, tous les bassins hydrographiques ont été comparés au regard de la valeur pour l'exploitation énergétique et de l'objectif national en matière d'environnement. Le résultat*

*montre que l'essentiel de la production hydroélectrique et la quasi-totalité de la régulation de la production hydroélectrique dépendent d'assez peu de bassins hydrologiques. Le BEE pourrait être ciblé dans la majorité des bassins hydrologiques et la perte totale de production, d'après la stratégie, atteindrait 2,3 % de la production hydroélectrique totale, avec une incidence très limitée sur la régulation de la production électrique. Cette expérience souligne l'importance d'élaborer des stratégies nationales avant toute étude détaillée sur les débits écologiques et toute décision sur les mesures. La prochaine étape en Suède est une priorisation concernant l'énergie hydraulique, dans chaque bassin hydrographique, laquelle inclura les études pour la définition des débits écologiques et l'élaboration des mesures.*

Cependant, le manque de connaissance sur les valeurs détaillées des composantes du débit écologique ne doit pas empêcher d'entreprendre les actions urgentes d'atténuation dans les zones où les altérations hydrologiques sont fortes et où les impacts sur l'état écologique sont tout de même certains et doivent être diminués.

S'appuyant sur l'analyse des pressions, une approche stratégique est recommandée afin de prioriser les différents types d'actions sur le bassin hydrographique. Par principe, la non détérioration doit être privilégiée, p. ex. via l'identification des zones où aucune pression hydrologique supplémentaire ne doit être autorisée (en distinguant les questions de prélèvement et de régulation), éventuellement jusqu'à ce qu'une action d'atténuation soit mise en œuvre.

*Une étude de cas (CS 25, Norvège, évaluation stratégique) illustre un projet visant à identifier les bassins hydrographiques dont le potentiel pour la restauration du débit est le plus élevé, grâce à des critères prenant en compte la valeur biologique et la perte de production énergétique. Les altérations hydromorphologiques dues à la production hydroélectrique sont parmi les impacts les plus fréquents sur l'état écologique des cours d'eau en Norvège (plus de 2 500 masses d'eau significativement impactées). 395 permis d'exploitation hydroélectrique existants ont été examinés au regard du potentiel pour la restauration du débit, en fixant un débit minimum et des restrictions sur les retenues et/ou l'exploitation au fil de l'eau. Pour près de 40 % des bassins hydrographiques prioritaires, les conséquences sur la production énergétique sont relativement faibles (perte de production : 0 - 5 GWh pour chaque bassin hydrographique ; 2,3 à 3,6 TWh/an pour tous les cours d'eau prioritaires, c.-à-d. 1,8 - 2,8 % de la production moyenne annuelle en Norvège).*

*Une étude de cas (CS 26, Espagne, le Tormes) décrit le recours à un système d'aide à la décision (SAD) pour intégrer les exigences sur les débits écologiques à la prise de décision dans un contexte d'usage intensif pour l'irrigation et l'énergie hydraulique. La gestion de l'eau de la rivière Tormes (bassin hydrographique du Duero) a été simulée avec le SAD au moyen de trois modèles différents (qualité de l'eau, ressources en eau et débit écologique). L'utilisation de ces modèles fournit des critères objectifs pour la répartition des ressources en eau selon la demande des usagers dans le bassin hydrographique et les exigences environnementales. Elle permet également d'élaborer un programme de mesures efficace.*

*Une étude de cas (CS 27, Autriche, énergie hydraulique) explique que le prélèvement d'eau pour la production hydroélectrique est l'une des pressions les plus importantes dans les cours d'eau autrichiens, avec 10 % des cours d'eau*

*n'atteignant pas le BEE. Les installations hydroélectriques existantes, près de 2 000, sont en majorité (> 85 %) alimentées par prélèvement, sans exigence réglementaire sur les débits écologiques, ceci n'étant obligatoire que depuis 1990. Des études ont été réalisées pour évaluer les impacts de la pression existante (prélèvements d'eau/réduction du débit, éclusées, barrages-réservoirs/obstacles à la migration) sur l'environnement (éléments de qualité biologique), ainsi que l'impact des mesures nécessaires pour atteindre le bon état écologique (BEE) sur le secteur de l'énergie hydraulique. D'après les scénarios utilisés, les impacts éventuels comme la perte de production électrique (charge de base ainsi que pic de charge/services de régulation), les coûts d'investissement et les pertes financières, ont été évalués à différentes échelles et pour les sous-secteurs (petite centrale < 10 MW, grande centrale > 10 MW, installations de stockage). D'après les résultats, et pour minimiser les effets négatifs sur le secteur de l'énergie hydraulique, une restauration progressive, incluant une approche par priorité écologique, a été établie dans le PDM. Concernant les prélèvements d'eau, dans une première étape, les conditions de débit ont dû être améliorées pour permettre la migration des poissons (valeur du débit de base et régulations pour une profondeur et une vitesse d'écoulement minimum). Lors d'une deuxième étape, les conditions de débit ont dû être encore améliorées pour atteindre le bon état écologique pour les éléments de qualité biologique. Il a été évalué que la restauration du débit écologique pour atteindre le BEE dans les masses d'eau affectées par les prélèvements dus à l'utilisation d'eau pour l'énergie hydraulique conduirait à des pertes de production de 3 % du total de la production d'énergie hydraulique nationale.*

### 8.3. Combinaison avec des mesures non hydrologiques

Outre les mesures de base détaillées à la section 8.1, des mesures complémentaires peuvent être nécessaires pour atteindre les débits écologiques et leur efficacité par rapport aux objectifs environnementaux. Certaines de ces mesures, listées à l'annexe VI, partie B de la DCE, peuvent être particulièrement adaptées aux débits écologiques, p. ex. (iv) accords environnementaux négociés, (vii) récréation et restauration des zones humides, (ix) mesures de gestion de la demande, notamment promotion d'une production agricole adaptée, telle que des cultures à faibles besoins en eau dans les zones affectées par la sécheresse, (x) mesures concernant l'efficacité et le recyclage, notamment promotion des technologies favorisant une utilisation efficace de l'eau dans l'industrie ainsi que de techniques d'irrigation économisant l'eau.

*Une étude de cas (CS 28, Autriche, service de conseils) illustre la mise en place d'un service de conseil pour le secteur de l'énergie hydraulique en Autriche, où la production nationale d'électricité est assurée, à plus de 60 %, par l'énergie hydraulique. Pour réaliser les objectifs fixés pour l'Autriche par la directive Energies Renouvelables, il est nécessaire d'accroître la production d'énergie hydraulique de 3,5 TWh d'ici 2020. En Autriche, on recense plus de 3 000 petites installations hydroélectriques, dont les autorisations de prélèvement, très anciennes, sont généralement illimitées, et dont l'impact sur les cours d'eau aboutit à ne pas atteindre le bon état écologique. Pour réaliser les objectifs de la directive SER ainsi que de la DCE, un service de conseils a été développé dans plusieurs provinces, associé à des programmes spécifiques de soutien financier, comme mesure incitative visant à accroître la production d'énergie hydraulique des petites installations hydroélectriques, par leur modernisation et l'amélioration de leur efficacité et, à restaurer le débit écologique, dans le même temps.*

Le choix des mesures de restauration et d'atténuation appropriées dépendra de certaines considérations spécifiques au site concernant, p. ex., l'efficacité attendue au regard des objectifs environnementaux, sa faisabilité technique et d'éventuels effets négatifs sur l'environnement au sens large. Dans nombre de cas, la combinaison de mesures hydrologiques (assurant la restitution d'un régime d'écoulement approprié par tout prélèvement et toute régulation) et de mesures morphologiques (améliorant les habitats aquatiques afin de les rendre moins vulnérables aux dégradations du débit) peut constituer l'approche la plus rentable pour réaliser efficacement les objectifs environnementaux.

*Une étude de cas (CS 14, France, le Rhône) décrit la restauration physique du Rhône, fleuve français, qui a débuté en 1999 et associé jusqu'ici un accroissement du débit minimum (d'un facteur 10), des mesures hydromorphologiques, p. ex. dans quatre tronçons dérivés par des chenaux artificiels (longueur totale de 47 km), et le curage et/ou la reconnexion de 24 chenaux de la plaine d'inondation.*

Le plan d'actions pour la sauvegarde des ressources en eau de l'Europe a reconnu le rôle de l'infrastructure verte pour remédier à ces pressions et a proposé des outils à développer au titre de la CIS afin de promouvoir l'adoption des mesures naturelles de rétention des eaux (MNRE) dans le prochain plan de gestion des districts hydrographiques et dans les plans de gestion des risques d'inondation (PGRI)<sup>13</sup>. Ceci est conforme à la communication sur l'infrastructure verte<sup>14</sup> qui soutient la stratégie de l'UE en matière de biodiversité à l'horizon 2020. L'infrastructure verte repose sur le principe que la protection et l'amélioration de la nature et des processus naturels, et des nombreux avantages que la société humaine en retire, doivent être consciencieusement intégrées dans la planification spatiale et le développement du

territoire. Les MNRE sont des mesures multifonctionnelles qui intègrent les considérations sur l'infrastructure verte dans la gestion des bassins hydrographiques afin, notamment, de contribuer significativement à l'atténuation des effets des pressions hydromorphologiques, à la réduction de l'impact des crues et sécheresses et à l'obtention d'une bonne qualité des eaux.

---

<sup>13</sup> Un document de politique sur les MNRE est en cours d'élaboration par le groupe de travail sur les PDM de la CIS

<sup>14</sup> Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des Régions : Infrastructure verte — Renforcer le capital naturel de l'Europe. [COM\(2013\) 249 final](#)

---

Sans prétendre être exhaustifs, les types d'actions suivants peuvent avoir un effet positif en réduisant la vulnérabilité des écosystèmes fluviaux aux altérations hydrologiques, rendant ainsi plus efficaces les améliorations apportées dans le régime d'écoulement :

- Amélioration de la continuité longitudinale : p. ex. en établissant des passes à poissons, en démolissant les anciens barrages-réservoirs, et en rétablissant le transport des sédiments.
- Amélioration du lit du cours d'eau et des zones riveraines : en rétablissant la sinuosité, en supprimant les berges dures, en reconnectant les cours d'eau aux plaines d'inondation, en restaurant les habitats, etc.
- Autres mesures naturelles de rétention des eaux dans la plaine d'inondation et le bassin hydrographique.

À titre d'exemple, Forseth et Harby (2013) ont évalué la combinaison appropriée de mesures d'atténuation pour optimiser l'effet du débit possible dans les cours d'eau régulés. L'évaluation repose sur l'analyse des verrous écologiques, ou goulots d'étranglement, dans les cours d'eau régulés où migrent les saumons, et sur la définition du débit cible pour atténuer les verrous (approche des blocs constitutifs). La compensation partielle des pertes d'habitats dues au prélèvement d'eau par la restauration morphologique a été documentée par Parasiewicz et al en 2012.

Par principe, les mesures pour restaurer la quantité et la dynamique du débit doivent, premièrement, résoudre les pressions à l'origine de l'altération hydrologique et éviter de créer un nouveau type d'impact dans la masse d'eau ou de simplement déplacer l'impact vers une autre zone. À titre d'exemple, l'édification d'un barrage pour créer une nouvelle retenue et maintenir le régime d'écoulement ne doit pas être considérée comme une option adéquate lorsque le prélèvement excède déjà les ressources disponibles, car les impacts morphologiques (interruption de la continuité et altération de la dynamique morphologique) et hydrologiques (altération de la dynamique du débit) l'emporteront probablement sur les avantages. Le cas d'un transfert entre bassins hydrographiques où le prélèvement altérera significativement le régime d'écoulement dans d'autres masses d'eau en est un autre exemple. Ces cas de figures présentent un risque probable d'empêcher d'atteindre l'état écologique ou même de détériorer l'état écologique dans l'une ou l'autre des masses d'eau. Par conséquent, la réduction des prélèvements existants doit être privilégiée dans ce genre de situation.

#### **8.4. Rentabilité des mesures portant sur les débits écologiques**

L'analyse économique réalisée au titre de l'article 5 et de l'annexe III de la DCE doit renseigner sur la combinaison de mesures la plus rentable, eu égard aux usages de l'eau à inclure dans le programme de mesures afin de réaliser les objectifs environnementaux. Cette analyse prendra en compte les différentes mesures possibles pour réaliser ces objectifs et une estimation des coûts éventuels afin d'orienter le choix vers celles de moindre coût et de moindre impact sur les usages. Dans certains cas, différentes combinaisons de mesures peuvent parvenir aux débits écologiques compatibles avec l'atteinte du BEE (et avec les exigences spécifiques des zones protégées au titre des directives oiseaux et habitats le cas échéant) dans la masse d'eau. L'analyse permet de choisir la combinaison la plus rentable.

Le débat doit clairement être distingué de celui concernant les coûts proportionnés et la faisabilité technique des mesures, qui sont uniquement pertinents pour les masses d'eau auxquelles s'applique une dérogation.

Les informations sur les coûts et l'efficacité des différentes options concernant les mesures doivent être suffisamment détaillées pour établir un jugement sur la combinaison de mesures rentable qui produira les améliorations nécessaires. Il importe d'examiner chaque mesure séparément, mais d'inclure des ensembles de mesures et d'examiner aussi les coûts évités en mettant en œuvre les mesures en même temps. L'annexe IV du rapport technique sur les pressions hydromorphologiques (WFD CIS, 2006) présente une liste des mesures de restauration et d'atténuation et leur rentabilité.

L'analyse des coûts doit inclure tous les coûts directs et indirects, y compris les impacts sur les utilisations humaines importantes telles que la production d'énergie, l'agriculture, la sylviculture, les transports, et la maîtrise des crues, ainsi que le principe pollueur-payeur.

*Une étude de cas (CS 29, Suède) analyse les conséquences sur la production hydroélectrique d'une régulation visant l'atteinte des débits écologiques en Suède. L'étude a montré qu'un ensemble de débits écologiques proposés (visant à restaurer la reproduction naturelle du saumon de la Baltique) dans les chenaux asséchés par la production hydroélectrique à grande échelle aboutirait à une perte de production de 10 - 13 TWh par an. La perte correspond à 15 - 20 % de la production annuelle d'énergie hydraulique. Une régulation limitée et à court terme diminue la flexibilité de la production hydroélectrique et, ainsi, la capacité à intégrer une production variable d'énergies renouvelables, telles que l'énergie éolienne. Les modifications dans la régulation saisonnière aboutiraient à un excès de production d'électricité durant l'été et à un déficit en hiver.*

La rentabilité des mesures pour restaurer les débits écologiques peut, dans nombre de cas, être considérablement améliorée par la combinaison de mesures hydrologiques et morphologiques, la planification stratégique des usages ayant un impact, et les actions d'atténuation dans le bassin hydrographique.

Du fait des impacts spécifiques des mesures sur les écosystèmes aquatiques et sur les usages, cette analyse de rentabilité peut nécessiter une évaluation au cas par cas pour affiner les mesures dans le détail.

## 9. Masses d'eau fortement modifiées et dérogations

Le présent chapitre indique comment les débits écologiques doivent être pris en compte dans le cas particulier des cours d'eau fortement modifiés et des cours d'eau faisant l'objet de dérogations, et il donne quelques recommandations initiales. Sa portée est volontairement limitée, afin de ne pas empiéter sur l'activité de la CIS en cours concernant l'interétalonnage du bon potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées, lequel devrait développer davantage les questions de débits. Bien que le présent chapitre ne développe pas les dérogations au titre de l'article 4(7), de telles dérogations peuvent s'appliquer, comme indiqué à la section 8.1.1.

### Messages clés pour ce chapitre

- Les altérations hydrologiques sans modification fondamentale dans la morphologie peuvent, dans des circonstances très spécifiques, justifier la désignation provisoire de masses d'eau fortement modifiées (MEFM), laquelle doit habituellement reposer uniquement sur l'identification de modifications fondamentales dans la morphologie.
- La définition du débit écologique et l'identification des mesures nécessaires pour l'atteindre et parvenir au BEE doivent, lorsque l'hydrologie est altérée de façon importante, être considérées comme faisant partie des critères de désignation des MEFM et justifient que ces mesures ne puissent être prises.
- Une évaluation minutieuse du régime hydrologique à atteindre doit être réalisée dans la définition du bon potentiel écologique, conjointement aux mesures d'atténuation visant à améliorer les conditions de débit ; selon la nature et l'importance de l'altération morphologique, le régime hydrologique compatible avec le BPE peut être très proche des débits écologiques.
- De même, une dérogation au titre de l'article 4(5) peut être justifiée par une pression hydrologique importante ; cette justification nécessitera la définition du débit écologique et l'identification des mesures nécessaires pour l'atteindre. Le régime d'écoulement à mettre en œuvre dans la masse d'eau doit être le plus proche possible du débit écologique. Lorsque l'hydrologie n'est pas le motif de la dérogation, le régime hydrologique doit correspondre par défaut au débit écologique identifié pour soutenir un BEE, à moins que des preuves puissent être utilisées pour fixer un régime hydrologique différent qui soutienne l'objectif alternatif.

### 9.1. Cours d'eau fortement modifiés

Comme définie à l'article 2(9) de la DCE, « *une masse d'eau fortement modifiée signifie une masse d'eau de surface qui, par suite d'altérations physiques dues à l'activité humaine, est fondamentalement modifiée quant à son caractère* ».

Les masses d'eau qui pourraient être désignées comme fortement modifiées peuvent être identifiées durant l'analyse visée à l'article 5 et ses mises à jour régulières ; ce processus est décrit dans le document d'orientation de la CIS n° 4 (WFD CIS, 2003f ; section 5).

Comme indiqué dans ce dernier (section 3.1.1), une MEFM est fondamentalement modifiée quant à son caractère par suite d'altérations physiques, c.-à-d. toute altération importante qui a abouti à des modifications fondamentales de l'hydromorphologie d'une masse d'eau, telles que la masse d'eau est fondamentalement modifiée quant à son caractère. En général, ces caractéristiques hydromorphologiques sont à long terme et altèrent les caractéristiques morphologiques et hydrologiques.

« *La situation est plus délicate pour les masses d'eau soumises à des modifications fondamentales de l'hydrologie, de telles modifications pouvant n'être que temporaires ou à court terme. La masse d'eau peut paraître fondamentalement modifiée à une occasion mais elle peut paraître normale à une autre occasion. Dans le cas de modifications hydrologiques fondamentales, temporaires ou intermittentes, la masse d'eau ne doit pas être considérée comme*

*fondamentalement modifiée quant à son caractère. Néanmoins, il se peut que dans certaines circonstances limitées, des altérations hydrologiques fondamentales aboutissent à des modifications à long terme ou permanentes, accompagnées de modifications fondamentales dans la morphologie. Dans ces cas particuliers, l'application des critères de désignation des MEFM peut être justifiée. La décision de désignation des MEFM ou MEA doit toujours être justifiée.*

*Nonobstant l'approche générale admise, décrite au paragraphe précédent, il a été convenu qu'une approche légèrement différente pourrait être adoptée pour les tronçons restreints de cours d'eau, p. ex. à l'aval des barrages-réservoirs. Dans ces circonstances, des modifications fondamentales qui s'accompagnent de modifications morphologiques subséquentes non fondamentales sont suffisantes pour envisager l'identification provisoire de la masse d'eau en tant que MEFM. »*

Une fois qu'elle a fait l'objet d'une identification provisoire, la masse d'eau doit être soumise aux critères de désignation qui prennent en compte les éventuels effets négatifs sur l'usage de l'eau des mesures de « restauration » pour atteindre le bon état écologique (section 6 du document d'orientation de la CIS n° 4). Afin de soumettre à ces critères les masses d'eaux faisant uniquement l'objet de modifications hydrologiques fondamentales, il est donc nécessaire d'estimer d'abord le débit écologique pour que cette masse d'eau atteigne le BEE et d'identifier les mesures qui permettraient d'atteindre ce débit écologique (étape 7.1). Ensuite, les effets de ces mesures sur l'usage de l'eau doivent être évalués conformément aux étapes suivantes de ces critères.

Ces critères de désignation concernant l'hydrologie ne sont pas nécessaires pour les masses d'eau faisant l'objet de modifications fondamentales dans leur morphologie et qui satisferaient aux critères sur cet élément.

Une fois désigné comme MEFM, le débit compatible avec l'objectif environnemental correspondant (bon potentiel écologique) doit être évalué, conformément aux conditions morphologiques à atteindre. La définition de ce débit nécessite la prise en compte des effets négatifs sur les « usages spécifiés » de la masse d'eau à l'origine de la désignation, pour lesquels des méthodologies holistiques peuvent être bien adaptées (cf. Niveau au tableau 7.2). Les mesures correspondantes pour améliorer en conséquence le régime d'écoulement doivent être identifiées dans le cadre de la définition pratique du BPE. Dans la plupart des cas, la réalisation de cet objectif exigera des mesures d'atténuation pour améliorer les conditions de débit dans la mesure où ceci n'aurait pas d'impact négatif important sur les « usages spécifiés ».

Par conséquent, selon la nature et le degré d'altération morphologique, le régime hydrologique compatible avec le BPE peut être très proche des débits écologiques qui auraient été nécessaires dans la même masse d'eau avant sa modification morphologique.

## **9.2. Dérogations au titre de l'article 4(4) – délai étendu**

Sous certaines conditions, les masses d'eau peuvent faire l'objet d'une dérogation au titre de l'article 4(4) lorsque toutes les améliorations nécessaires pour réaliser les objectifs environnementaux (ou atteindre le BPE dans les MEFM) ne peuvent raisonnablement pas être réalisées d'ici 2015, pour des raisons de faisabilité technique, de coûts disproportionnés ou de conditions naturelles.

La faisabilité technique peut être pertinente dans les cas où l'atteinte des débits écologiques requiert des modifications complexes ou la rénovation d'infrastructures (p. ex. modifications des exutoires des barrages-réservoirs) et lorsque la durée des procédures techniques et administratives peut dépasser celle d'un cycle.

Concernant les conditions naturelles, comme expliqué dans le document d'orientation de la CIS n° 20 (WFD CIS, 2009b) au sujet des dérogations, le terme se réfère aux conditions qui régissent le rythme naturel de rétablissement, reconnaissant que la restauration des conditions nécessaires au soutien du bon état écologique et la recolonisation et l'établissement des végétaux et animaux peuvent exiger du temps.

Ceci peut être pertinent dans les situations où, bien que les débits écologiques soient atteints et que les mesures complémentaires (telles que les mesures morphologiques éventuellement nécessaires pour assurer un rétablissement efficace de l'écosystème, cf. section 8.3) soient mises en œuvre en temps voulu, il existe un délai pour que l'écosystème se rétablisse et réalise les objectifs environnementaux.

Dans tous les cas, toutes les conditions fixées à l'article 4(4) doivent être respectées. En particulier, toutes les mesures intermédiaires qui peuvent être prises entre-temps pour améliorer l'état et ramener progressivement la masse d'eau à l'état exigé doivent être prévues dans le plan de gestion des districts hydrographiques.

### **9.3. Dérogations au titre de l'article 4(5) – objectif environnemental moins strict**

Dans certains cas, les masses d'eau peuvent faire l'objet d'une dérogation au titre de l'article 4(5), lorsqu'elles sont si affectées par l'activité humaine que la réalisation des objectifs environnementaux (ou l'atteinte du BPE dans les MEFM) serait techniquement impossible ou d'un coût disproportionné.

Dans les cas où cette dérogation est appliquée en raison d'une altération du régime hydrologique, cela doit être justifié au regard des mesures qui seraient nécessaires pour atteindre un régime d'écoulement compatible avec les objectifs environnementaux. L'évaluation du débit écologique dans la masse d'eau et l'identification des mesures nécessaires pour l'atteindre feront alors partie du processus de justification de la dérogation au titre de l'article 4(5), d'après le document d'orientation de la CIS n° 20 (WFD CIS, 2009b).

L'article 4(5), paragraphe (b), dispose que, dans la masse d'eau faisant l'objet d'une dérogation, l'état écologique optimal doit être atteint étant donné les impacts qui n'auraient raisonnablement pas pu être évités du fait de la nature de l'activité humaine.

Ceci implique que si le débit écologique ne peut être atteint dans la masse d'eau en raison d'une impossibilité technique ou d'un coût disproportionné, alors il doit être défini et mis en œuvre un régime hydrologique le plus proche possible du débit écologique, compatible avec les conditions morphologiques atteignables.

Cette disposition implique également que lorsque la dérogation s'applique à la masse d'eau est justifiée par des pressions autres qu'hydromorphologiques (p. ex. pollution), alors la composante hydrologique de l'objectif le moins contraignant doit être effectivement le débit écologique.

### **9.4. Dérogations au titre de l'article 4(6) – sécheresse prolongée**

L'article 4(6) de la DCE autorise une détérioration temporaire de l'état des masses d'eau si elle résulte de circonstances dues à des causes naturelles ou de force majeure, qui sont exceptionnelles ou qui n'auraient raisonnablement pas pu être envisagées. Cette dérogation peut être en particulier pertinente lorsqu'une sécheresse prolongée compromet l'atteinte ou le maintien des débits écologiques. Comme expliqué dans le document d'orientation de la CIS n° 20 (WFD CIS, 2009b), la sécheresse, en tant que phénomène naturel imprévisible, doit clairement être distinguée de la pénurie d'eau qui est engendrée par les activités humaines. Les conditions d'une sécheresse prolongée, c.-à-d. les circonstances qui sont exceptionnelles ou qui n'auraient raisonnablement pas pu être envisagées, doivent être démontrées, les conditions hydrologiques de sécheresse normale devant être prise en compte dans les conditions de référence.

Comme expliqué au chapitre 2, la sécheresse fait partie de la variabilité hydrologique naturelle qui est un élément clé dans le fonctionnement et la dynamique naturelle des écosystèmes aquatiques. Ceci a conduit certains pays à inclure les conditions écologiques particulières des sécheresses naturelles dans la définition des débits écologiques :

- En Espagne, la conception des « débits de sécheresse » prend en compte les habitats refuges et la connectivité, et une détérioration vraisemblablement temporaire de la masse d'eau. Ces débits sont activés dans les bassins hydrographiques d'après le système de surveillance des sécheresses.

Les plans de gestion de la sécheresse de ces bassins hydrographiques incluent des mesures pour minimiser la fréquence et l'intensité des conditions de pénurie d'eau, et réduire les effets environnementaux et socio-économiques de ces situations extrêmes.

- Au Portugal, pour les années particulièrement sèches, les débits écologiques sont définis en prenant en compte la valeur de précipitations accumulées depuis le début de l'année hydrologique (octobre) dans les stations météorologiques de référence.

La combinaison d'une surveillance hydrologique et biologique est particulièrement importante dans ce cas pour évaluer les impacts de la sécheresse sur l'écosystème fluvial et son rétablissement, s'agissant de la réalisation des objectifs environnementaux.

Dans tous les cas, toutes les conditions fixées à l'article 4(6) doivent être respectées. En particulier, l'indicateur utilisé pour déclarer que les conditions peuvent en effet être considérées comme une sécheresse prolongée doit figurer dans le plan de gestion des districts hydrographiques, conjointement aux mesures prises dans ces circonstances exceptionnelles (p. ex. abaissement temporaire des exigences relatives aux débits écologiques).

*Une étude de cas (CS 30, RU, sécheresses) offre un aperçu du processus et des exigences nécessaires pour identifier si les dispositions de l'article 4(6) (détérioration temporaire de l'état causée par des sécheresses prolongées) sont respectées. Des méthodologies hydrologiques normalisées pour l'élaboration d'indicateurs de sécheresse permettent une compréhension claire des cas où les faibles précipitations et les étiages sont considérés comme une sécheresse, et des actions nécessaires. À l'heure actuelle, bien qu'il soit exigé qu'une évaluation de l'impact environnemental des actions à entreprendre durant une sécheresse figure dans les plans de gestion de la sécheresse des compagnies de distribution d'eau et des agences environnementales, les contraintes et limites sont déterminées au cas par cas. Ceci peut aboutir à une grande disparité des niveaux de compréhension et, potentiellement, de protection de l'environnement.*

Comme nombre d'altérations anthropiques des écosystèmes aquatiques ont réduit la capacité naturelle de récupération (résilience) des écosystèmes en cas de sécheresse, le plan de gestion doit inclure les mesures d'atténuation et de prévention afin de maintenir la résilience des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des sécheresses, et de la restaurer lorsqu'elle est altérée. En ce sens, les mesures naturelles de rétention des eaux sont particulièrement pertinentes.

## 10. Participation du public

La participation du public, exigée à l'article 14 de la DCE, joue un rôle clé dans sa mise en œuvre et doit être intégrée tout au long du processus de planification, en suivant les recommandations du document d'orientation de la CIS n° 8 (WFD CIS, 2003e).

### Messages clés pour ce chapitre

- Étant donné leur importance pour la réalisation des objectifs environnementaux et les impacts potentiels de leurs mesures sur les usagers, les dispositifs participatifs sont particulièrement décisifs pour l'atteinte des débits écologiques.
- Le succès dépendra finalement d'une interaction efficace avec les acteurs, des élus aux usagers locaux, et de la capacité à communiquer sur la nécessité des débits écologiques auprès de ceux dont les intérêts sont affectés.
- La participation du public concernant les débits écologiques doit être favorisée dans toutes les phases du processus de planification de la DCE, depuis sa conception, son plan de mise en œuvre, jusqu'au suivi de sa mise en œuvre effective, en veillant à ce que la participation se poursuive dans les cycles ultérieurs de planification.

Étant donné leur importance pour la réalisation des objectifs environnementaux et les impacts potentiels de leurs mesures sur les usagers, les dispositifs participatifs sont particulièrement décisifs pour l'atteinte des débits écologiques (Alcácer *et al.*, 2011). En ce sens, selon la situation locale, il peut être utile de concevoir un processus participatif spécifique pour assurer la réussite de la mise en œuvre. Le succès dépendra finalement d'une interaction efficace avec les acteurs, des élus aux usagers locaux, et de la capacité à communiquer sur la nécessité des débits écologiques auprès de ceux dont les intérêts sont affectés. (Bovee *et al.*, 1998, Arthington *et al.*, 1998a, Arthington, 2012 ; Richter, 2011).

*Le cas du lac Koitere, en Finlande (CS 31D), montre que la participation du public doit être interactive et ouverte à toutes les personnes intéressées. C'est l'un des facteurs clés qui a permis dans ce cas, et dans les autres cas concernant la régulation du niveau d'eau en Finlande, de parvenir à un compromis plus durable d'un point de vue écologique, économique et social que la régulation initiale du niveau d'eau.*

### 10.1. Objectifs de la participation du public concernant les débits écologiques

Le processus participatif concernant les débits écologiques doit être un moyen d'améliorer la définition des mesures nécessaires à leur atteinte et de faciliter la mise en œuvre de ces mesures. La participation ne doit en aucun cas servir d'outil de négociation dans la définition des débits écologiques et dans les valeurs de leurs différentes composantes en vue de satisfaire toutes les demandes.

Hormis les objectifs de base d'une participation – amélioration de la transparence, acceptation croissante et partage des responsabilités dans la mise en œuvre par tous les acteurs impliqués dans le processus de planification – la participation autour des débits écologiques doit également servir à :

- S'assurer que tous les acteurs comprennent et assument la nécessité des mesures visant à atteindre les débits écologiques ;
- Identifier les obstacles à la mise en œuvre de telles mesures, y compris les droits de l'eau existants et l'éventualité d'un usage illégal ou non contrôlé de l'eau ;

- Recueillir les informations supplémentaires sur les coûts et les avantages des mesures portant sur les débits écologiques ;
- Examiner la combinaison alternative de mesures qui permettrait d'atteindre les mêmes objectifs ;
- Proposer des mécanismes et mesures pour permettre l'atteinte des débits écologiques, y compris les processus de mise en œuvre qui n'auraient pas été inclus dans les études techniques avant le processus participatif ;
- Examiner un processus d'adaptation progressive dans la mise en œuvre des débits écologiques, pour minimiser les impacts négatifs sur les acteurs affectés, en définissant un calendrier clair et des échéances.

La participation du public est aussi particulièrement importante pour orienter la désignation des MEFM et l'établissement du BEE, et les demandes de dérogations.

Il est essentiel que tous ceux impliqués dans le processus de participation perçoivent clairement quels avantages ou pertes ils pourraient retirer du consensus, quels arbitrages peuvent être possibles s'agissant de ces pertes, et qu'ils soient conscients de la nécessité de participer et d'être activement impliqués dans le processus de consultation et, par extension, de décision en matière d'eau.

*Une étude de cas (CS 23, Espagne, le Ter) illustre les stratégies de mise en œuvre des débits écologiques dans un contexte d'usages concurrents de l'eau (principalement prélèvements d'eau pour la production hydroélectrique) en Catalogne. Compte tenu de l'impact fort sur les écosystèmes aquatiques (plus de 940 retenues et barrages-réservoirs sur 6 265 km de rivières et cours d'eau), l'administration régionale a approuvé en 2006 un plan définissant les débits écologiques compatibles avec le BEE pour toutes les masses d'eau. L'étude de cas se concentre sur la moitié supérieure du bassin hydrographique du Ter (85 installations hydroélectriques) où ont été estimés les éventuelles pertes de production et avantages sociaux. Certaines des stratégies de négociation étaient de maintenir la même production annuelle d'énergie en modifiant les échéances ou le renouvellement des droits de l'eau assujettis à une adoption progressive des débits écologiques. Les stratégies de mise en œuvre ont été discutées dans le cadre d'un processus participatif qui impliquait les usagers de l'eau et de nombreux organismes publics, groupes de défense de l'environnement et parties intéressées. En comparant les coûts et les avantages sociaux attendus, ils ont trouvé que les coûts ne risquaient vraisemblablement pas d'excéder le montant que la société était disposée à payer pour la restauration des écosystèmes aquatiques.*

*Une étude de cas (CS 13, Royaume-Uni, plans de gestion des districts hydrographiques) montre l'approche du RU pour l'établissement des débits écologiques. Une concertation locale avec les acteurs s'est révélée essentielle pour décider des débits écologiques spécifiques adaptés aux masses d'eau et définir, évaluer et mettre en œuvre les mesures pour y parvenir.*

## **10.2. Participation concernant les débits écologiques au long du processus de planification de la DCE**

La participation du public concernant les débits écologiques doit débiter précocement dans la planification du bassin hydrographique, afin d'instaurer un processus global de qualité et de permettre d'intégrer les idées, commentaires et contributions des acteurs au fur et à mesure (Krchnak *et al.*, 2009). La présente section développe comment la participation du public concernant les débits écologiques peut être prise en compte lors des différentes phases de planification, et quelles informations les autorités de bassins hydrographiques doivent fournir aux acteurs à chacune de ces phases. Un nouveau cycle

de planification équivaldrait à recommencer le processus participatif, avec bien plus d'informations sur le contexte et en ayant la tâche supplémentaire d'évaluer la mise en œuvre des débits écologiques lors du cycle précédent.

*Une étude de cas (CS 24, Norvège, Alta) explique le système norvégien de régulation par essais, basé sur des règles transitoires d'exploitation qui ont été appliquées dans plus de 30 cours d'eau de tout le pays. Une durée et des ressources suffisantes doivent être allouées, et la finalité et les objectifs des régulations par essais doivent être clairement définis et acceptés. Dans le cas de la rivière Alta, la période d'essais a été organisée comme un processus d'apprentissage progressif et évolutif, grâce à l'implication et à l'engagement actifs des acteurs et instituts de recherche clés, ce qui a été déterminant dans la réussite.*

### **10.2.1. Calendrier, programme de travail et mesures de consultation**

Les premiers stades du processus de planification serviront à identifier les acteurs qui pourraient être affectés, ou intéressés, par les mesures relatives aux débits écologiques, soit en raison d'une modification de la quantité d'eau disponible pour la consommation, soit en raison d'une modification des services écosystémiques. Dans le même objectif, il est nécessaire d'identifier les usages et demandes existants (autorisations ou non d'exploiter, le cas échéant) et de prendre en compte le système d'allocation de l'eau.

Outre les renseignements de base sur les acteurs, tels que coordonnées complètes, capacités de négociation, attentes et conflits éventuels, il importe de connaître leur niveau de connaissance concernant les débits écologiques, ou de savoir s'ils comprendraient ou non les concepts techniques, et d'adapter le langage dès la rédaction des premiers documents des études techniques. La diffusion des objectifs de la participation du public et du calendrier, ainsi que d'une liste provisoire d'acteurs, à ce stade précoce du processus de planification, améliorera la compréhension de toutes les parties, et la possibilité de conclure ultérieurement un accord sur les mesures relatives aux débits écologiques et leur mise en œuvre. À ce stade précoce, il doit être expliqué aux participants ce qui est négociable et ce qui ne l'est pas.

### **10.2.2. Questions importantes pour la gestion de l'eau**

Les informations fournies aux acteurs doivent inclure l'étendue, la méthodologie et les composantes des régimes hydrologiques qui seront ultérieurement incluses dans le plan de gestion des districts hydrographiques, ainsi que les objectifs environnementaux établis dans le plan de gestion des districts hydrographiques que ces débits écologiques visent à soutenir. La date provisoire de mise en œuvre doit également être spécifiée à ce stade. Les informations rassemblées durant la phase précédente doivent servir à mieux définir les contenus afin que, soit en lisant les documents du plan, soit en assistant aux présentations, tous les acteurs puissent comprendre l'importance des débits écologiques et leur relation avec les objectifs environnementaux.

L'interaction avec les acteurs permettra de formuler des commentaires et de clarifier les doutes entourant le calcul des débits écologiques, mais aussi d'identifier les sites et questions conflictuels. D'autre part, elle offrira l'opportunité de conclure un accord et de réaliser des économies d'eau potentielles dans le bassin qui pourraient faciliter leur mise en œuvre. Il importe également de rassembler les informations sur ce que sont les économies d'eau et les bonnes pratiques de gestion de l'eau pour les différents acteurs. Cette rétroaction sera décisive dans l'élaboration du PDM. La version définitive du document sur les questions importantes pour la gestion de l'eau doit refléter les résultats du processus participatif, car il constituera la base du plan de gestion des districts hydrographiques.

### **10.2.3. Projets de plans de gestion des districts hydrographiques**

C'est lors de la consultation du public au sujet des projets de plans de gestion des districts hydrographiques que sont présentés tous les calculs de débits écologiques et qu'est conclu un accord sur la mise en œuvre en vue de les atteindre. Reposant sur les étapes précédentes, il s'agit du moment le plus critique pour assurer le succès de la mise en œuvre.

Les débits écologiques doivent être présentés à ce stade, à la fois dans un langage simple pour les non experts et dans un langage technique pour les experts, en offrant la possibilité d'accéder à la totalité des études de base qui ont conduit au calcul des débits écologiques.

Ces données doivent être complétées par une analyse de l'impact de leur mise en œuvre. Les informations sur les impacts environnementaux, économiques, sociaux ou culturels des régimes hydrologiques actuels et proposés doivent être recueillies. Les résultats doivent donc être exprimés de façon à pouvoir être présentés sous forme de graphiques, illustrations, tableaux ou schémas explicatifs qui permettent aux acteurs de comprendre les conséquences des débits écologiques vis-à-vis de leurs intérêts ou de leur activité. Par exemple, l'impact sur la conservation des espèces menacées et sur la préservation des services écosystémiques, ou les liens réciproques des débits écologiques proposés avec les usages existants. Dans l'éventualité où il n'existe pas encore de réponse claire, le degré d'incertitude doit être exprimé de façon adéquate.

*Une étude de cas (CS 31, Finlande, le Koitere) explique en quoi la participation des acteurs et du public a conduit à une pratique de régulation du lac Koitere (164 km<sup>2</sup>) plus respectueuse de l'environnement. La régulation du niveau d'eau du lac Koitere a débuté en 1955 et provoqué des modifications importantes dans l'écologie du lac et l'érosion des rives. Un outil simple d'analyse des fluctuations du niveau d'eau (REGCEL) a été utilisé pour évaluer l'impact des différentes pratiques de régulation, et a été présenté aux acteurs participants. Des entretiens et réunions avec différents acteurs ont permis, avec l'aide d'un groupe d'experts et grâce à un logiciel spécifique, d'intégrer les opinions conjointement aux données financières et non financières, dans un outil d'analyse de décision multicritères.*

Une fois l'information partagée, une phase de négociation intégrative peut débuter, visant à :

- Encourager les réflexions sur les avantages, besoins et souhaits, préférences, conflits, incertitudes et risques que les acteurs associent aux modifications qu'apportera l'atteinte des débits écologiques, au cours du temps, et dans les différents délais qui sont envisagés ;
- Élaborer de nouvelles alternatives de mesures pour répartir les risques et avantages (y compris compensation) afin de les rendre acceptables par tous les acteurs, tout en respectant les objectifs de la DCE et du plan de gestion des districts hydrographiques.

Le plan de gestion des districts hydrographiques définitif doit intégrer les résultats de la participation du public et expliquer les accords conclus avec les différents acteurs.

#### **10.2.4. Suivi et évaluation intermédiaire des plans de gestion des districts hydrographiques**

Les acteurs doivent être impliqués également dans la mise en œuvre du plan de gestion des districts hydrographiques, en disposant des informations concernant la mise en œuvre des mesures relatives aux débits écologiques et leur atteinte des objectifs environnementaux (Dyson *et al.*, 2003). À cette fin, un ensemble d'indicateurs doit être développé prenant en compte les préoccupations particulières des participants. Certains des outils disponibles incluent l'approche du *changement le plus significatif* (CPS) ou de la *cartographie des impacts* (Alcácer *et al.*, 2011).

Dans le même temps, un espace peut être prévu pour permettre une interaction, afin qu'ils puissent faire part à l'administration de leur perception concernant l'avancement dans la mise en œuvre, et ses effets réels sur le terrain, à la fois pour le bassin hydrographique et dans leurs activités. Ils seront ainsi tenus informés des répercussions des accords conclus, et impliqués et préparés en vue du prochain cycle de planification.

*Une étude de cas (CS 32, Espagne, Gaia) décrit comment la participation du public a conduit à une stratégie adaptée, optimisant les règles de gestion opérationnelle et restaurant l'écosystème fluvial grâce aux dispositions sur les débits écologiques. Depuis la construction du barrage-réservoir de Cattlar en 1976, l'écoulement d'eau dans le cours inférieur de la Gaia était totalement interrompu, laissant 11 km du lit totalement à sec depuis le barrage jusqu'à la mer. L'utilisation moyenne de l'eau est d'environ 3,45 hm<sup>3</sup>/an, dont 80 % pour l'industrie et 20 % pour l'irrigation. Les associations environnementales et les autorités locales ont continuellement demandé le retour de l'eau à la rivière. Grâce à des négociations entre l'autorité en charge de l'eau (ACA) et la société Repsol, un accord satisfaisant a été trouvé en 2010 pour parvenir aux débits écologiques sans impact économique importante. Un comité technique (Repsol-ACA) a été créé pour contrôler la conformité du nouveau régime d'écoulement permettant la restauration partielle du cours inférieur de la Gaia. Une commission publique d'information, composée des autorités locales, irrigants, usagers de l'eau, écologistes et habitants a également été créée afin de débattre des propositions pour parfaire l'accord.*

Il est en effet possible de maintenir l'implication des acteurs sur une longue période si une durée et des ressources suffisantes sont allouées.

## Partie IV : Prochaines étapes

Le présent document d'orientation n'a pu couvrir toutes les questions en rapport avec les débits écologiques dans la mise en œuvre de la DCE. Des questions en suspens ont été identifiées au cours du processus rédactionnel et méritent d'être développées davantage.

Une attention particulière peut être portée à certaines de ces questions lors de l'élaboration des éléments livrables figurant dans le programme de travail de la CIS 2013 - 2015 :

- Débits écologiques dans les mesures d'atténuation et l'établissement du PBE – Interétalonnage du potentiel écologique par le GT ECOSTAT
- Combinaison des éléments de qualité hydrologique et biologique dans la classification de l'état écologique – échange d'informations sur les approches permettant de combiner les éléments de qualité dans la classification des masses d'eau et approches du traitement de l'incertitude dans la classification par le GT ECOSTAT
- Débits écologiques dans les bilans hydrophysiques – Orientations en matière de bilan des ressources hydriques par un groupe de travail dédié
- Débits écologiques et eaux souterraines – Recommandations pour les écosystèmes aquatiques tributaires des eaux souterraines par le GT sur les eaux souterraines

D'autres questions doivent être prises en compte, en vue de leur intégration éventuelle dans un futur programme de travail de la CIS

- Poursuite de l'élaboration d'indicateurs biologiques spécifiquement sensibles aux modifications hydrologiques
- Échange de bonnes pratiques dans l'élaboration et la mise en œuvre des cadres méthodologiques pour la définition des débits écologiques durant le 1<sup>er</sup> et le 2<sup>d</sup> cycle
- Échange de bonnes pratiques dans l'intégration et la mise en œuvre des mesures visant à atteindre les débits écologiques durant les 2<sup>ds</sup> plans de gestion des districts hydrographiques
- Révision du document d'orientation de la CIS n° 4 sur les MEFM (WFD CIS, 2003f) pour mieux traiter les questions portant sur le débit
- Préservation et restauration des débits écologiques dans la gestion des crues (en reliant la DCE et la directive inondations)
- Débits écologiques face au changement climatique
- Débits écologiques pour les plans d'eau, eaux de transition et eaux côtières
- Débits écologiques dans les autres zones humides et dans les zones protégées au titre des directives oiseaux et habitats

## Annexes

### A. Liste des études de cas recueillies

N°	Proposée par	Localisation	Titre	Référencée au chapitre(s)	Sources /Contacts
CS01	Autriche	Autriche	Utilisation des informations relatives à l'article 5 sur les pressions et impacts hydrologiques pour l'analyse d'écart	Partie III, 5, 6, 8	Veronika Koller-Kreimel
CS02	Espagne	Espagne	Élaboration de la réglementation nationale sur les débits écologiques	3	Teodoro Estrela Maria Regidor
CS03	Autriche	Autriche	Règles concernant le débit écologique eu égard à l'ordonnance nationale relative aux objectifs de qualité	3, 7	Gisela Ofenböck Veronika Koller-Kreimel
CS04	Slovénie	Slovénie	Critères de détermination et mode de surveillance et de déclaration concernant le débit écologiquement acceptable	3, 7	Nataša Smolar- ~vanut
CS05	Eurelectric	Royaume-Uni	Étude sur la classification au titre de la directive-cadre sur l'eau - Tummel (Écosse)	4	Alastair Stephen
CS06	Italie	Italie	Évaluation de l'impact environnemental des débits écologiques dans les cours d'eau alpins : le rôle des indicateurs hydromorphologiques et des indicateurs d'habitat pour remédier aux limites des indicateurs biologiques	4, 6	Paolo Vezza
CS07	Scottish Natural Heritage	Royaume-Uni	Définition des débits écologiques pour le soutien de populations viables de l'espèce <i>Margaritifera margaritifera</i> , d'intérêt communautaire	4	Phil Boon Rafael Sánchez
CS08	Italie	Italie	Définition des débits écologiques pour la conservation de l'écrevisse à pattes blanches ( <i>Austroptamobius pallipes</i> ), une espèce menacée	4, 7	Paolo Vezza
CS09	Grèce	Grèce	Estimation du débit écologique minimum en aval du réservoir du Gadouras (île de Rhodes) pour la conservation des populations locales de gizanis ( <i>Ladigesocypris ghigii</i> )	4, 7	Maria Stoumboudi Elias Dimitriou
CS10	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Les débits écologiques pour atteindre le très bon état écologique	5	Rachel Newnam Kathryn Tanner
CS11	Italie	Italie, l'Arno	Estimation du débit compatible avec le BEE – Le cas du bassin hydrographique de l'Arno	5	Bernardo Mazzanti
CS12	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Indicateurs de débit écologique – Élaboration et utilisation pour indiquer la conformité avec le bon état écologique	5	Kathryn Tanner

N°	Proposée par	Localisation	Titre	Référencée au chapitre(s)	Sources/Contacts
CS13	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Débits écologiques dans le processus de plan de gestion des districts hydrographiques	5, 10	Kathryn Tanner Rachel Newnam
CS14	France	France, le Rhône	Restauration du débit du Rhône	6, 8	Nicolas Lamouroux
CS15	EurEau	Allemagne, l'Aabach	Mise en œuvre des débits écologiques dans la gestion d'une retenue d'eau potable (exemple de la retenue de l'Aabach)	7, 8	Rainer Gutknecht Lothar Scheuer Gerd Demny
CS16	Eurelectric	Suède	Étude de cas de Granö	7	Johan Tielman
CS17	Pays-Bas	Pays-Bas	Débit minimum dans le fleuve européen de la Meuse	7	Aleksandra Jaskula Max Linsen
CS18	Espagne	Espagne	Méthodologie d'évaluation des débits écologiques	7	Carmen Coletto Fiaño
CS19	Espagne	Espagne, district hydrographique de la Cantabrie	Extrapolation du régime de débits écologiques minimum aux masses d'eau de la Cantabrie	7	Jesús González Piedra Iñaki Arrate Jorrín
CS20	Espagne	Espagne, le Duero	Évaluation de l'intégrité et de l'efficacité des débits écologiques proposés pour le cours médian du Duero	7	Angel J. González
CS21	Slovaquie	Slovaquie	Utilisation du bilan hydrologique comme outil d'évaluation de la relation quantitative entre les besoins en eau (y compris débit minimum d'équilibre) et les ressources en eau	7	Lotta Blaškovičová
CS22	Eurelectric	Suède	Étude de cas d'Edeforsen	8	Birgitta Adell Katarina Erelöf
CS23	Espagne	Espagne	Stratégies de mise en œuvre et analyse des coûts/avantages relatives au respect d'un débit écologique dans le Ter, affecté par l'existence de plusieurs petites installations hydroélectriques	8, 10	Antoni Munné
CS24	Norvège	Norvège, l'Alta	Régulations par essais en vue de définir le débit écologique de la rivière Alta	8, 10	Jan Sørensen
CS25	Norvège	Norvège	Test national en vue d'une priorisation des exigences, révisées, relatives au débit écologique montrant le potentiel le plus élevé dans les cours d'eau régulés	8	Jo Halvard Halleraker
CS26	Espagne	Espagne	Utilisation de modèles pluridisciplinaires pour optimiser les régimes de débits écologiques dans le bassin hydrographique du Tormes	8	Javier Paredes-Arquiola

<b>N°</b>	<b>Proposée par</b>	<b>Localisation</b>	<b>Titre</b>	<b>Référencée au chapitre(s)</b>	<b>Sources /Contacts</b>
CS27	Autriche	Autriche	Restauration des débits écologiques lors de l'élaboration des 1 <sup>er</sup> plans de gestion des districts hydrographiques	8	Gisela Ofenböck Veronika Koller-Kreimel
CS28	Autriche	Autriche	Mesure incitative visant à mettre en œuvre des débits écologiques dans le cas des prélèvements par les installations hydroélectriques	8	Veronika Koller-Kreimel
CS29	Eurelectric	Suède	Analyse des conséquences sur la production, des possibilités de régulation et des impacts environnementaux des débits écologiques dans le secteur hydroélectrique à grande échelle	8	Erik Sparrevik Christian Bostorp
CS30	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Pris en compte des impacts de la sécheresse dans l'évaluation de l'état au titre de la DCE	9	Kathryn Tanner
CS31	Finlande	Finlande	Participation du public et planification concertée dans des projets de régulation du niveau d'eau	10	Seppo Hellsten
CS32	Espagne	Espagne	Mise en œuvre des débits écologiques dans le cours inférieur de la Gaia, affecté par la construction d'un grand barrage pour l'approvisionnement en eau de l'industrie	10	Antoni Munné

## B Passage en revue de la législation et des méthodologies dans les États membres pour la définition des débits écologiques et/ou environnementaux

### B.1. Législation se référant aux débits écologiques et/ou environnementaux

Un tableau récapitulatif a été élaboré par les membres du GT, et complété avec les informations disponibles dans la WFD CIS (2011b) et mises à disposition par Benítez Sanz et Schmidt (2012). Légende : Oui (O), Non (N).

				Commentaires et/ou référence aux dispositions législatives, réglementaires et documents d'orientations clés
AT	O <sup>1</sup>	N	N	<p><b>Ordonnance du ministère fédéral de l'agriculture et des forêts</b>, de l'environnement et de la gestion de l'eau, relative à la détermination de l'état écologique des eaux de surface (ordonnance relative aux objectifs de qualité – État écologique des eaux de surface [Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer] – L'ordonnance inclut des règles pour les prélèvements d'eau (débit de base + écoulement dynamique + hauteur d'eau minimale + vitesse d'écoulement minimale), les stockages d'eau/éclusées (fluctuations du débit – ratio entre débit d'étiage journalier et débit journalier de crue et surface mouillée) et les retenues/barrages (réduction maximale de la vitesse d'écoulement &lt; 0,3 m/s) <a href="http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/QZVOekologieOG.html">http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/QZVOekologieOG.html</a></p> <p><b>Plan national de gestion des bassins hydrographiques</b> (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan) approche progressive et par priorité pour la restauration des débits écologiques et du bon état écologique <a href="http://wisa.bmlfuw.gv.at/fachinformation/gewaesserbewirtschaftungsplan.html">http://wisa.bmlfuw.gv.at/fachinformation/gewaesserbewirtschaftungsplan.html</a></p> <p><b>Loi sur l'eau (Wasserrechtsgesetz)</b> ; Art. 12 a, 13, 30 a et 30 b en particulier <a href="https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&amp;Gesetzesnummer=10010200">https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&amp;Gesetzesnummer=10010200</a></p>
BE	N	N	N	Aucune prescription légale ni recommandation mais définis dans des cas particuliers (WFD CIS, 2011b)
BG	O <sup>1</sup>	N	N	<p><b>Loi sur l'eau bulgare</b> (§ 125 ) - jusqu'à la parution de la méthodologie de détermination du débit minimum admissible dans les cours d'eau, le débit minimum admissible (débit écologique) dans les cours d'eau doit être fixé à 10 pour cent du débit moyen pluriannuel, sans être inférieur à la quantité d'eau mensuelle moyenne minimale disponible 95 pour cent du temps au droit de chaque installation de régulation du débit</p>
CY	o <sup>1</sup>	o <sup>2</sup>	O <sup>3</sup>	<p><b>Loi sur la gestion intégrée des eaux</b> (N.79(I)/2010). La loi ne mentionne pas explicitement les débits écologiques mais elle fournit des instruments pour les imposer.</p> <p><b>Plan de gestion des districts hydrographiques chypriotes</b>, adopté par décision du conseil des ministres le 9 juin 2011. L'annexe II (programme de mesures) inclut des seuils de débit minimal pour tous les barrages-réservoirs importants de Chypre.</p> <p>Plan de gestion des districts hydrographiques chypriotes, adopté par décision du conseil des ministres le 9 juin 2011. L'annexe VII inclut une prescription portant sur des limites</p>
CZ	O <sup>1</sup>	N	O <sup>2</sup>	<p>Le terme « débit écologique » n'est pas défini actuellement dans la législation tchèque. La législation tchèque emploie le terme « débit résiduel minimum » défini au <b>§ 36 de la loi n° 254/2001. (modifiée par la loi n° 20/2004)</b>. et la loi 150/2010. – Loi sur l'eau) Le débit résiduel minimum est défini comme le débit d'eaux de surface qui est encore compatible avec un usage général des eaux de surface et les fonctions écologiques du cours d'eau. L'amendement à la loi sur l'eau de 2010 précise que la méthode et les critères de détermination du débit résiduel minimum sont fixés par la réglementation du gouvernement tchèque. L'élaboration de la réglementation du gouvernement tchèque est en cours et devrait être achevée fin 2014, courant 2015.</p> <p>La détermination du débit résiduel minimum utilise actuellement les <b>recommandations du ministère de l'environnement</b> (bulletin du ME partie 5, 1998). Une recommandation méthodologique qui servira de base à l'élaboration de la réglementation du gouvernement tchèque, mentionnée ci-dessus, est en cours d'examen. Cette recommandation est basée sur une méthodologie hydrologique ; cependant, les aspects biologiques du débit concernant les</p>
DE	O	O	N	(WFD CIS, 2011b)

				Commentaires et/ou référence aux dispositions législatives, réglementaires et documents d'orientations clés
DK				Pas d'information
EE				Aucune information
EL	o1	O2	N	<p><b>Loi 3199/2003.</b> Protection et gestion de l'eau. Harmonisation avec la directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du lundi 23 octobre 2000. Journal officiel A' 280 (2003).</p> <p><b>Arrêté interministériel 49828/2008.</b> « Approbation d'un cadre spécifique pour la planification spatiale et le développement durable des sources d'énergie renouvelable. » Journal officiel B' 2464 (2008).</p>
ES	o1	O2	N	<p><b>Loi sur l'eau</b>, art. 42, section 1.b.c' ; art. 59.7</p> <p><b>Règlement relatif à la planification hydrologique</b>, art. 18</p> <p><b>Règlement sur les EIE</b></p> <p><b>Loi sur la protection de la biodiversité et du patrimoine naturel</b></p> <p><b>Instruction relative à la planification hydrologique</b></p>
FI	N	N	O	La législation finlandaise ne fait pas clairement référence aux débits écologiques ou environnementaux, mais un débit minimum est pris en compte dans les autorisations. De plus, un débit écologique est mentionné en tant que mesure dans la stra
FR	o1,2,3,4	o5	O6	<p>Prélèvements d'eau :</p> <p>Dans tous les bassins connaissant un déficit hydrique important, les préfets (dépositaires de l'autorité de l'État dans le département) déterminent les volumes maximums de prélèvements pour tous les usages, qui sont les volumes assurant le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et devant respecter les débits objectifs d'étiage en moyenne 8 années sur 10 (« débits objectifs d'étiage – DOE »). Ces DOE sont fixés dans les schémas d'aménagement et de gestion des eaux. Le DOE est un débit moyen mensuel au-dessus duquel il est considéré que l'ensemble des usages est possible en équilibre avec la vie, la circulation et la reproduction des espèces dans les cours d'eau. Le volume « prélevable » est le volume qui peut être prélevé dans le milieu tout en respectant les DOE 8 années sur 10 et qui garantit donc un débit minimum biologique dans le cours d'eau.</p> <p><b>L. 211-3 du Code de l'environnement</b></p> <p><b>R. 211-66 du Code de l'environnement</b></p> <p><b>Circulaire du 30 juin 2008 relative à la résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation</b></p> <p><b>Art. 6 de l'arrêté du 17 mars 2006 relatif au contenu des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE)</b></p> <p><b>Une régulation des prélèvements d'eau est mise en œuvre dans les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux</b></p> <p>En France, la législation sur l'eau prescrit un débit écologique minimum à l'aval des barrages-réservoirs depuis 1984. La législation a été complétée et adaptée par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, du 30 décembre 2006, afin de mieux répondre aux objectifs visant à atteindre le bon état ou potentiel écologique des cours d'eau.</p> <p><b>Art. L. 214-18 du Code de l'environnement</b></p> <p><b>Circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du Code de l'environnement sur les débits réservés</b></p>
HR	N	N	N	Aucune prescription légale.

				Commentaires et/ou référence aux dispositions législatives, réglementaires et documents d'orientations clés
HU	O <sub>1,2</sub>	O <sub>3</sub>	O <sub>4</sub>	<p>1 La loi sur la protection de la nature (LIII./1996. Törvény a természet védelméről), dans son article 18 (1) et (2), dispose que : L'utilisation des débits (écologiques) adaptés et nécessaires au maintien de conditions naturelles ou quasi naturelles dans les habitats et zones humides tributaires de l'eau, et à la préservation et au maintien des autres systèmes naturels, dans le but de satisfaire les autres utilisations humaines, n'est pas autorisée. La décision de fixer les débits écologiques d'après un ratio des ressources naturelles en eau est de la responsabilité de l'autorité concernée.</p> <p>2 L'arrêté ministériel sur la taxation des usages de la ressource en eau (43/1999 KHVM rendelet a vízkészletjárulékrol) dispose que l'utilisation des débits écologiques n'est pas soumise au paiement d'une taxe obligatoire.</p> <p>3 Décision gouvernementale relative à l'application du plan de gestion des districts hydrographiques de Hongrie (1127/2010.Korm. határozat). Dans le plan de gestion des districts hydrographiques de Hongrie figurent de nombreux engagements à respecter le programme de mesures, notamment la révision et l'application des débits écologiques à l'échelle nationale.</p> <p>4 Le chapitre 8 du programme de mesures (annexe 8.3.IP 12 Mise en œuvre d'une utilisation durable de l'eau) indique les propositions techniques et les acteurs cibles s'agissant de l'application des débits écologiques, en vue d'une gestion des ressources en eau respectueuse des objectifs environnementaux de la DCE.</p>
IE	O <sub>1</sub>	N	O <sub>2</sub>	<p>1 « <b>Loi sur l'approvisionnement en eau de 1942</b> » <b>3.-(1)</b> (e) lorsqu'en un lieu est envisagé le prélèvement d'une partie seulement de l'eau, et que cette eau provient d'un plan d'eau, le plus bas niveau du plan d'eau estimé en été et les détails suffisants sur la méthode par laquelle est envisagé le prélèvement d'eau pour permettre une estimation satisfaisante de l'effet d'un tel prélèvement sur le niveau du plan d'eau ;</p> <p>(f) lorsqu'en un lieu est envisagé le prélèvement d'une partie seulement de l'eau, et que cette eau ne provient pas d'un plan d'eau, la quantité d'eau minimum estimée s'y écoulant en été, durant toute période continue sans excéder une journée ;</p> <p>1 « <b>Loi sur la pêche dans le cours du Shannon de 1935</b> » - Débit d'eau du barrage de Parteen Villa :</p> <p><b>20.</b>—L'Electricity Supply Board (ESB, compagnie nationale de production d'électricité) est tenue, en l'absence d'autorisation préalable du ministre, de respecter, au droit du barrage de Parteen Villa, un débit d'eau à tout moment au moins égal à 10 mètres cubes par seconde</p> <p>1 « <b>LOI RELATIVE À LA RETENUE SUR LA LIFFEY, 1936</b> » - qui stipule le débit résiduel minimum devant être restitué en aval et le niveau minimum devant être maintenu dans la retenue.</p> <p>1 « <b>Règlement en matière de planification et de développement (S.I. No. 600/2001), aux annexes 5, 6, 7</b> » qui contient des recommandations sur les prélèvements nécessitant une EIE, y compris les transferts des ressources en eau et retenues. Celles-ci sont révisées, au cas par cas, par l'instance de recours en matière de planification.</p> <p>2 « <b>Recommandations sur la construction et l'exploitation des petites centrales hydroélectriques et sur la pêche (2005)</b> » – qui incluent des recommandations sur le débit résiduel en sortie des petites centrales hydroélectriques.</p> <p>2 « <b>Document d'orientation sur les seuils et méthodologies à appliquer dans les plans de gestion des districts hydrographiques d'Irlande (2004)</b> » – qui inclut des recommandations sur les impacts des prélèvements dans les MEFM.</p> <p>2 « <b>Prélèvements - PDM national/Études des normes, méthodologie révisée pour l'évaluation des risques liés aux prélèvements d'eau de surface dans les plans d'eau (2009)</b> »</p>
IS	O	N	N	<p><b>Loi n° 36/2011 sur la gestion de l'eau.</b> La loi ne mentionne pas explicitement les débits écologiques, mais elle fournit les instruments pour les imposer.</p> <p><b>Loi n° 65/2003 sur l'électricité.</b> Ne mentionne pas explicitement les débits écologiques, mais en application de la loi sur la gestion de l'eau, les autorisations déjà délivrées aux installations hydroélectriques peuvent être modifiées à cet égard, si nécessaire.</p> <p><b>Loi n° 57/1998 sur l'étude et l'utilisation des ressources en eaux souterraines.</b> Ne mentionne pas explicitement les débits écologiques, mais en application de la loi sur la gestion de l'eau, les autorisations déjà délivrées concernant l'utilisation des eaux souterraines peuvent être modifiées à cet égard, si nécessaire.</p> <p><b>Loi sur l'eau n° 15/1923.</b> Ne mentionne pas explicitement les débits écologiques, mais en application de la loi sur la gestion de l'eau, les autorisations déjà délivrées concernant la modification ou l'endiguement des cours d'eau peuvent être modifiées à cet égard, si nécessaire.</p>

				Commentaires et/ou référence aux dispositions législatives, réglementaires et documents d'orientations clés
IT	O	O	N	(WFD CIS, 2011b)
LT	O	N	N	(WFD CIS, 2011b)
LU	N	N	N	Aucune prescription légale ni recommandation mais définis dans des cas particuliers (WFD CIS, 2011b)
LV	O	N	N	Règlement n° 631, 2005, sur la norme LBN 224-05 relative à la construction en Lettonie « <b>Systèmes d'amélioration et structures hydrauliques</b> », <a href="http://likumi.lv/doc.php?id=115151">http://likumi.lv/doc.php?id=115151</a> Inclut les garanties et les débits écologiques à l'aval des centrales hydroélectriques.
MT	N	N	N	Non disponible.
NL	O	N	N	(WFD CIS, 2011b)
PL				Aucune information
PT	O <sup>1</sup>	N	O <sup>2</sup>	<p><sup>1</sup> Directive 85/337/EEC, transposée dans la législation portugaise en 1990, par le <b>décret-loi 186/90</b>, en application duquel les débits écologiques sont considérés comme une mesure d'atténuation des impacts sur les écosystèmes aquatiques et riverains.</p> <p><b>Loi sur l'eau 58/2005</b>, qui transpose la directive-cadre sur l'eau au Portugal, et le <b>décret-loi 226-A/2007 et l'ordonnance 1450/2007</b>, réglementant tous deux les usages de l'eau. L'ordonnance 1450/2007 dispose que l'autorisation requise pour la production hydroélectrique doit être étayée par une étude, présentée par le requérant, proposant un débit écologique et démontrant également que l'exploitation du barrage n'affectera pas le maintien du débit écologique.</p> <p><b>Loi n° 7/2008</b>, non encore entrée en application, qui instaure que l'exploitant est tenu de restituer un débit écologique adapté au cycle de vie de poissons, qui maintiendra l'intégrité de l'écosystème.</p> <p><sup>2</sup> <b>Plans de gestion des districts hydrographiques</b> Pour les grands cours d'eau internationaux, les débits écologiques sont établis dans la convention relative à la gestion de ces cours d'eau, signée entre le Portugal et l'Espagne</p>
RO	O	N	O	<p><sup>1</sup><b>Loi sur l'eau</b> n° 107/1996 et ses amendements ultérieurs ;</p> <p><sup>2</sup><b>Décision du gouvernement 80/2011</b>, qui approuve le premier plan national de gestion des districts hydrographiques</p> <p><sup>3</sup><b>Instructions concernant le calcul du débit sain et du débit de servitude des cours d'eau</b> (2012)</p>
SE	N	N	N	Aucune prescription légale ni recommandation, mais définis dans des cas particuliers (WFD CIS, 2011b)
SI	O <sup>1,2</sup>	O <sup>3</sup>	N	<p><sup>1</sup><b>Loi sur l'eau JO RS, n° 67/2002</b> : L'article 71 de la loi slovène sur l'eau dispose que « dans le cas d'un prélèvement d'eau qui provoque une diminution du débit d'eau ou une diminution du niveau d'eau, un débit écologiquement acceptable doit être déterminé » ; par conséquent, la nécessité de déterminer un débit écologiquement acceptable apparaît clairement. En application de cet article, le décret sur les critères de détermination et sur le mode de surveillance et de déclaration concernant le débit écologiquement acceptable a été adopté en 2009.</p> <p><sup>2</sup>« <b>Décret sur les critères de détermination et sur le mode de surveillance et de déclaration concernant le débit écologiquement acceptable</b> », JO RS, n° 97, (2009).</p> <p><sup>3</sup>« <b>Décret sur le plan de gestion du bassin hydrographique du Danube et de la mer Adriatique</b> », JO RS, n° 61 (2011), modifications JO RS, n° 49 (2012). Ce décret inclut également les limites en matière de prélèvement d'eau.</p>
SK	O <sup>1</sup>	N	O <sup>2</sup>	<p><sup>1</sup> <b>Loi n° 364/2004</b>, telle que modifiée ultérieurement (loi sur l'eau), (§ 21) et ses règlements d'application, décret gouvernemental 279/2011 (4.3) – énonçant l'obligation, pour le plan de gestion des eaux de la Slovaquie, de contenir le programme de mesures visant la réalisation des objectifs environnementaux ; règlement du ministère</p> <p><sup>2</sup> <b>Méthodologie du bilan hydrologique</b> dans la République slovaque pour l'année précédente</p>

				Commentaires et/ou référence aux dispositions législatives, réglementaires et documents d'orientations clés
UK	<sup>02</sup>	N	O <sup>4,5,6</sup>	<p><sup>1</sup>Angleterre et pays de Galle - <b>Règlement de 2003 sur le milieu aquatique (directive cadre sur l'eau) (Angleterre et Pays de Galle), loi de 1963 sur les ressources en eau, loi de 1991 sur les ressources en eau, règlement de 2010 sur la conservation des habitats et des espèces</b></p> <p><sup>2</sup>Écosse - <b>Loi de 2003 sur le milieu aquatique et les services liés à l'utilisation de l'eau (Écosse), règlement de 2011 sur le milieu aquatique (activités réglementées) (Écosse), loi de 2004 sur la conservation de la nature (Écosse), loi et règlement n° 47-49, 50-52 et 83-85 relatifs au règlement sur la conservation (habitats naturels, etc.)</b></p> <p><sup>3</sup>Irlande du Nord - <b>Règlement de 2003 sur le milieu aquatique (directive cadre sur l'eau) (Irlande du Nord), règlement de 2007 sur la conservation (habitats naturels, etc.) (amendement) (Irlande du Nord), règlement de 2006 sur les prélèvements et retenues (autorisation) (Irlande du Nord)</b></p> <p><sup>4</sup> Angleterre et pays de Galle - <b>Document d'orientation sur les projets de planification des districts hydrographiques</b>, mai 2014 (actuellement en cours de révision), <b>mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau en Angleterre et au pays de Galle : nouvelles normes et normes actualisées pour la protection de l'environnement aquatique, mai 2014</b> (actuellement en cours de révision)</p> <p><sup>5</sup>Écosse - Instructions de 2009 concernant <b>le district hydrographique en Écosse</b> (typologie des eaux de surface, normes environnementales, limites de condition et valeurs seuils pour les eaux souterraines), instructions 2009 concernant <b>le district hydrographique en Écosse</b> (classification des masses d'eau)</p> <p><sup>6</sup> Irlande du Nord - <b>Règlement de 2011 sur la directive-cadre sur l'eau (substances prioritaires et classification)</b> (Irlande du Nord)</p>
CH	O	N	N	(WFD CIS, 2011b)
NO	O <sup>1</sup>	N	o <sup>2</sup>	<p><sup>1</sup> <b>Loi sur l'eau</b> (loi n° 22, du 24 novembre 2000, relative aux systèmes de cours d'eau et aux eaux souterraines), section 10 : Prélèvements d'eau et débit minimum autorisé.</p> <p><sup>2</sup> <b>Recommandations nationales relatives aux MEFM</b> (01/2014). Les recommandations incluent une liste de critères sur le fonctionnement de l'écosystème (aquatique) pour atteindre le BPE, p. ex. la couverture de ses besoins minimums en eau tout au long de l'année.</p>

## B.2. Méthodologies d'évaluation des écarts dans les débits écologiques

Les approximations méthodologiques suivantes sont utilisées par les États membres afin d'évaluer les écarts dans les débits écologiques. Le présent tableau a été élaboré par les membres du GT, et complété avec les informations mises à disposition par King *et al.* (2008) et Benítez Sanz et Schmidt (2012). Légende : Oui (O), Non (N).

					Commentaires
AT	O	O	O	O	Combinaison méthodologique – Exigences hydrologiques/hydrauliques générales qui peuvent être affinées par une modélisation d'habitat, sur la base du volontariat (au cas par cas), prenant en compte les fonctions écologiques spécifiques du régime d'écoulement qui sont nécessaires pour atteindre ou maintenir le BEE pour les éléments de qualité biologique, non seulement dès à présent mais également à long terme. Mais aucun aspect supplémentaire, notamment économique, ceci n'étant pertinent que pour la définition du PBE et l'application des dérogations.
BE	O	N	O	N	Méthode ou modélisation de type statique, qui dépend du type de cours d'eau (navigable ou non) (Benitez Sanz et Schmidt, 2012)
BG	N	N	N	N	Le projet envisagé s'attachera à déterminer les débits écologiques et à définir un débit écologique propre, en lien avec le bon état écologique et le type de cours d'eau. Le projet inclut un travail de détermination du débit environnemental minimum, il respecte la typologie établie dans la catégorie « cours d'eau » et les méthodes figurant dans un document européen « débits environnementaux, instruments pour atteindre les objectifs de la DCE (document de discussion) »
CY	O <sup>1</sup>	N	N	N	<sup>1</sup> Toutes les méthodes proposées et utilisées dans le plan de gestion des districts hydrographiques sont des méthodes hydrologiques (limites de dérivation durable, seuil de débit minimum, taux de prélèvement)
CZ	O	N	O	N	L'approche hydrologique est basée sur la capacité du débit résiduel minimal à maintenir les équilibres hydrologique et biologique dans le cours d'eau. D'autres modes de gestion et de prélèvement d'eau doivent également être possibles en aval du prélèvement.  La méthode actuellement utilisée s'appuie essentiellement sur une approche hydrologique. La nouvelle méthode qui est développée pour servir de fondement à la réglementation en République Tchèque repose aussi principalement sur l'hydrologie mais elle utilise également les résultats de la simulation d'habitat. Les études de simulation d'habitat ont été réalisées dans les cours d'eau tchèques et portaient sur les poissons. La méthode IFIM et l'outil de modélisation PHABSIM ont été utilisés.
DE	O	N	O	N	Indicateurs hydrologiques et opinion d'experts sur des cas particuliers, et méthode de simulation d'habitat : CASIMIR (modèle de simulation assistée par ordinateur des exigences en matière de débits réservés dans les cours d'eau). La moyenne des débits journaliers minimum pour chaque année, ou une fraction de ceux-ci et l'opinion d'experts ont été utilisés pour évaluer 100 débits.  CASIMIR a été appliqué aux invertébrés benthiques en tant que modèle de contraintes de cisaillement, et de nouveaux modèles sont en cours de développement pour l'habitat piscicole et les communautés végétales des zones riveraines (King <i>et al.</i> , 2008)
DK	O	N	N	N	Méthodes hydrologiques : méthode du débit d'étiage médian (King <i>et al.</i> , 2008)
EE					Aucune information

					Commentaires
EL	o1	o2	O <sub>3</sub>	N	<p><sup>1</sup>Les débits environnementaux sont pris en compte en aval des petites installations hydroélectriques grâce à l'utilisation de critères hydrologiques. Il n'existe pas de législation spécifique afférente à l'évaluation des débits écologiques ou aux exigences de débit dans les cours d'eau pour les communautés aquatiques.</p> <p><sup>2,3</sup>Les méthodologies hydrauliques/d'habitat sont appliquées au niveau scientifique (recherche). Les exploitants de barrages-réservoirs et les gestionnaires de l'eau sont tenus de respecter les normes hydrologiques fixées par l'arrêté ministériel conjoint AMC 49828/2008.</p>
ES	O	N	O	O	En Espagne, dans la plupart des cas sont combinés modèles hydrauliques et modèles d'habitat ; les études de cas 18, 19, 20, 23, 26 et 32 illustrent certaines méthodologies espagnoles.
FI	N	N	O	N	Dans certains cas : modélisation d'habitat piscicole et autres modélisations d'habitat, basées sur la relation entre débit, hauteur d'eau, substrat et qualité et quantité des habitats disponibles (Benitez Sanz et Schmidt, 2012)
FR	o1	o2	o3	o4	<p><sup>1</sup> Les méthodes hydrologiques sont basées sur l'analyse des données hydrologiques ;</p> <p><sup>2</sup> Les méthodes hydrauliques sont basées sur la relation entre les paramètres hydrauliques, la morphologie du cours d'eau et la valeur du débit minimum ;</p> <p><sup>3</sup> Les méthodes d'habitat recourent l'évolution des caractéristiques hydrauliques et les préférences biologiques des espèces, stades de développement ou groupes d'espèces.</p> <p>Ces trois méthodes peuvent être combinées.</p> <p>Deux principales approches sont utilisées (<a href="http://www.irstea.fr/dynam">http://www.irstea.fr/dynam</a>):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode EVHA (évaluation de l'habitat physique des poissons en rivière), basée sur la caractérisation hydraulique et topographique d'une station et l'utilisation d'un modèle hydraulique pour les différentes vitesses et hauteurs d'eau à différents débits calculées (Ginot <i>et al.</i>, 1998) ;</li> <li>- Méthode ESTIMHAB, basée sur la modélisation des résultats de la méthode EVHA. L'évolution des surfaces d'habitat, fonction du débit, est directement reliée à la géométrie du chenal, aux données hydrauliques et à la valeur du débit médian. Cette approche intègre les principes des relations entre hydraulique, surface mouillée et géométrie des cours d'eau qui dépend elle-même de l'hydrologie (Souchon <i>et al.</i>, 2003).</li> </ul> <p><sup>4</sup> Les méthodes holistiques fixent des valeurs minimales de débit et aident à déterminer les régimes hydrologiques. En France, ces méthodes ont été développées au cours de 15 dernières années. Mais la loi sur l'eau française fixe uniquement une exigence de valeur minimale, et non un ensemble de caractéristiques du régime hydrologique.</p> <p><i>Référence :</i></p> <p>Circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés</p>
HR	O	N	N	N	Dans la plupart des cas, il s'agit du débit moyen minimal annuel.

					Commentaires
HU	o <sub>1</sub>	O <sub>2</sub>	N	N	<p>Le calcul du débit écologique est basé sur les valeurs minimales des débits moyens mensuels pluriannuels (m<sup>3</sup>/s). En Hongrie, le mois critique pour la disponibilité en eau de surface étant le mois d'août (ce mois enregistre régulièrement les valeurs minimales de débits), la pratique hongroise se concentre sur les débits moyens pluriannuels uniquement au mois d'août, qui correspondent aux valeurs de débits les plus critiques dans l'année. La valeur minimale des débits moyens minimaux pluriannuels au mois d'août est la valeur de référence des débits écologiques en m<sup>3</sup>/s. En Hongrie, le débit écologique actuellement appliqué correspond à 75 % de cette valeur de base. Il s'agit uniquement d'une simple valeur numérique et elle n'est pas adaptée à une grande variété d'espèces vivantes aquatiques et aux différents types de masses d'eau.</p> <p>Pour les voies navigables dans les chenaux des cours d'eau importants, la Hongrie a appliqué une solution technique pragmatique lors du calcul d'un débit dit obligatoire, qui doit être maintenu pour assurer le bon état du lit du cours d'eau. Son premier objectif était réellement d'assurer le transport et les autres services liés à l'eau mais, indirectement, elle a atteint aussi les objectifs environnementaux dans le cas des cours d'eau artificialisés. Le calcul de ce débit a été établi à 75 % du débit minimum enregistré auparavant dans les cours d'eau importants.</p>
IE	O	N	N	N	Aucun commentaire.
IT	O	O	O	N	<p>Indicateurs hydrologiques, y compris analyse de la courbe des débits classés (CDC), débits moyens journaliers et annuels, méthode des microhabitats (IFIM) ;</p> <p>méthode de Tennant ; méthode du périmètre mouillé ; méthode de Singh, et méthode Orth et Leonard pour la régionalisation ; approche hybride utilisant une régionalisation du Q95 et prenant en compte la géologie et le bassin hydrographique.</p> <p>Dans les applications à fort coefficient de ressource, les méthodes les plus couramment utilisées sont les indicateurs hydrologiques et la méthode IFIM, mais la modélisation MesoHABSIM tend à se développer. Les relations entre ressource halieutique, peuplements végétaux et variables environnementales sont en cours de développement. (King <i>et al.</i>, 2008)</p> <p>Les débits réservés sont une obligation légale (D.M. 28 luglio 2004) et sont évalués via une méthodologie donnée prenant en compte les aspects hydromorphologiques et écologiques.</p>
LT	O	N	N	N	Aucun commentaire.
LU	O	N	N	N	10 % du débit minimum annuel ou 30 % du débit minimum mensuel (Benitez Sanz <i>et al.</i> , 2012)
LV	O	N	N	N	La méthodologie est basée sur le régime hydrologique et les caractéristiques chimiques des types de cours d'eau (à salmonidés/à cyprinidés)
MT	N	N	N	N	Le concept de débit écologique est totalement nouveau dans les îles maltaises. Il n'existe aucune donnée, par conséquent aucune des méthodes ne peut être appliquée pour l'instant. En première étape à ce long processus, Malte constitue sa base de données.
NL	O	O	O	N	Beaucoup de méthodes différentes ont été utilisées : modèle hydrologique, PAWN (Policy Analysis of Water Management for the Netherlands, analyse de la politique de gestion de l'eau pour les Pays-Bas) ; approches alternatives, y compris HEP (Hydrological Ecological Processes, processus hydroécologiques), un modèle général d'évaluation de l'adéquation de l'habitat, une classification de l'écotype (ECLAS), un modèle d'habitat physique (MORRES), un modèle d'adéquation de l'habitat (EKOS), et un modèle d'analyse de la politique et des alternatives (AMOEBA) ; un modèle de type IQH (indice de qualité de l'habitat) ; des méthodologies hybrides basées sur une simulation d'habitat, telles qu'un modèle de microhabitat basé sur un SIG. (King <i>et al.</i> , 2008)
PL					Aucune information

					Commentaires
PT	O	N	O	N	Pour les petits barrages d'irrigation et les petites installations hydroélectriques, il est recommandé d'appliquer une méthode nationale développée pour le Plan national de l'eau de 2003 (Alves et Bernardo, 2003). Cette méthode définit un débit instantané pour chaque mois, prenant en compte la courbe de débits classés et les besoins en eau de l'écosystème. Cette méthode prend en compte différents régimes de débits écologiques pour les années normales/humides et les années sèches, qui sont choisis en fonction des précipitations durant les mois précédents, et un débit de crue, de récurrence 2 ans. Le volume total d'eau pour maintenir le régime de débit écologique est de 15 à 18 % de l'écoulement total annuel. Pour les grands barrages, des méthodes plus complexes sont suggérées, telles que la méthode des microhabitats (IFIM) (Bovee, 1982), d'autres méthodes reposant sur des bases scientifiques peuvent être utilisées.
RO	O	N	N	N	La méthode définit un débit sain comme le débit minimum requis dans une section transversale d'un cours d'eau, afin d'assurer des conditions de vie naturelles pour l'écosystème aquatique existant. En outre, l'article 64(1) de la loi sur l'eau exige que les « personnes morales en charge de l'administration ou de l'exploitation des installations de traitement d'eau sont tenues [ ] de satisfaire la demande en eau des industries, de l'agriculture et de la population et d'assurer le débit requis pour la protection de l'écosystème aquatique ».  Le débit écologique a été considéré comme le minimum entre Q95 (débit moyen mensuel minimum de l'année dépassé 95% du temps) et 10% du débit moyen pluriannuel (d'après les études disponibles effectuées par les instituts de recherches).
SE	O	O	O	N	Généralement méthode statique mais dans certains cas définies d'après la migration des poissons (Benitez Sanz et Schmidt, 2012).  Le logiciel River System Simulator (RSS) est le plus largement utilisé mais peu d'études sur les débits environnementaux ont été réalisées. (King <i>et al.</i> , 2008)
SI	O	N	N	<sup>2o</sup>	<sup>1</sup> L'approche hydrologique est basée sur la réversibilité, la quantité, la longueur et la durée du prélèvement d'eau et le type écologique de cours d'eau.  <sup>2</sup> Une valeur basse de débit écologiquement acceptable peut être déterminée d'après une approche holistique à la demande d'un requérant au titre du droit de l'eau. L'étude doit évaluer les caractéristiques hydromorphologiques, biologiques et chimiques du tronçon de cours d'eau où a lieu la dérivation/le prélèvement d'eau.  Néanmoins, si une approche hydrologique ou holistique est utilisée, la détermination finale du débit écologiquement acceptable doit inclure également les dispositions en matière de protection.
SK	O <sup>1</sup>	N	N	O <sup>2</sup>	L'évaluation du débit écologique (débit résiduel minimum) est basée sur une approche hydrologique, les données d'entrée pour le calcul étant : débit d'étiage centennial, domaine de probabilité du débit moyen mensuel (valeur pour un intervalle de confiance élevé, habituellement 98 %), débit sur M-jours (débit moyen journalier égalé ou dépassé pendant M jours). Cependant l'évaluation finale pour chaque profil inclut également l'approche holistique.
UK	O <sup>1</sup>	N	O <sup>2</sup>	N	<b>Angleterre</b>  <sup>1</sup> Un test hydrologique est entrepris en comparant les statistiques de débit basées sur la courbe des débits classés, les normes étant ajustées pour différents types de cours d'eau en fonction de la sensibilité écologique.  <sup>2</sup> Des enquêtes sont alors menées pour déterminer si le non-respect des normes hydrologiques a une incidence négative sur l'écologie. Si tel est le cas, des mesures sont proposées reflétant le débit écologique proposé. Ceci peut inclure la prise en compte de la disponibilité de
CH					Aucune information

					Commentaires
NO	O <sup>1</sup>	N	N	o <sup>2</sup>	<p><sup>1</sup> Aucune méthode spécifique ni exigence technique, du fait d'une grande variété de bassins hydrographiques et d'usages à des fins. Cependant, des indices hydrologiques sont fréquemment utilisés comme point de départ de l'évaluation, p. ex. le Q95 été/hiver ou « débit d'étiage » (souvent entre 6 et 12 % du débit moyen annuel).</p> <p><sup>2</sup> Différentes méthodes appliquées dans chaque cas, basées sur une définition dynamique/approche exhaustive, y compris régulations par essais dans certains cas.</p>

## C. Méthodes d'évaluation hydrologique

### C.1. Indicateurs d'altération hydrologique (IAH)

Les indicateurs d'altération hydrologique (IAH) proposés par Richter *et al.* (1996, 1997, 1998 ; Poff *et al.*, 1997) pour évaluer le degré d'altération hydrologique attribuable aux modifications dues à l'homme sur les cours d'eau et les plans d'eau sont appliqués dans le monde entier. La plupart des méthodes européennes reposent sur tous les IAH, ou certains d'entre eux (Rinaldi *et al.*, 2013). Le nombre de paramètres peut être réduit en identifiant un ensemble d'indicateurs adéquats et non redondants (Olden et Poff, 2003) ; à titre d'exemple, voir les IAH retenus pour le RU, proposés par le GTC du RU (2008) et Acreman *et al.* (2009) (tableau C.1).

Les IAH incluent 32 paramètres hydrologiques pour caractériser les attributs statistiques du régime d'écoulement adapté au fonctionnement de l'écosystème, tels que i) amplitude des débits mensuels, ii) amplitude et durée des extrêmes annuels (p. ex. étiages et crues), iii) occurrence des événements extrêmes, iv) fréquence et durée des crues et des étiages, taux et fréquence des variations de débits (Richter *et al.*, 1996, 1997, 1998, Mathews et Richter, 2007). Ces paramètres peuvent être calculés par le logiciel IHA<sup>15</sup>, qui effectue une « analyse de l'intervalle de variabilité », en utilisant le facteur d'altération hydrologique calculé pour chacun des paramètres, et permet une comparaison efficace des « données avant impact » et des « données après impact ».

---

<sup>15</sup> Peut être téléchargé sur :

<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofhydrologicAlteration/Pages/indicatorshydrologic->



**Tableau C.1 Indicateurs d'altération hydrologique (IAH) proposés par Richter *et al.* (1996) et par Acreman *et al.* (2009) et par le GTC du RU (2008) pour le RU.**

Liste complète des IAH (Richter <i>et al.</i> , 1996)	Liste résumée des IAH pour le RU (Acreman <i>et al.</i> , 2009)	Liste résumée des IAH pour le RU (GTC du RU, 2008)
Débit décembre (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen janvier (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen janvier (m <sup>3</sup> /s)
Débit janvier (m <sup>3</sup> /s)		
Débit février (m <sup>3</sup> /s)		
Débit mars (m <sup>3</sup> /s)		
Débit avril (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen avril (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen avril (m <sup>3</sup> /s)
Débit mai (m <sup>3</sup> /s)		
Débit juin (m <sup>3</sup> /s)		
Débit juillet (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen juillet (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen avril (m <sup>3</sup> /s)
Débit août (m <sup>3</sup> /s)		
Débit septembre (m <sup>3</sup> /s)		
Débit octobre (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen octobre (m <sup>3</sup> /s)	Débit moyen octobre (m <sup>3</sup> /s)
Débit novembre (m <sup>3</sup> /s)		
Minimum annuel de la moyenne		
Minimum annuel de la moyenne		
Minimum annuel de la moyenne sur 7 jours consécutifs (m <sup>3</sup> /s)	Moyenne des débits annuels minimums sur 7 jours (m <sup>3</sup> /s)	Q95 <sup>16</sup>
Minimum annuel de la moyenne		
Minimum annuel de la moyenne		
Maximum annuel de la moyenne		
Maximum annuel de la moyenne		
Maximum annuel de la moyenne sur 7 jours consécutifs (m <sup>3</sup> /s)	Moyenne des débits annuels maximums sur 7 jours (m <sup>3</sup> /s)	Q5
Maximum annuel de la moyenne		
Maximum annuel de la moyenne		
Date julienne associée au débit journalier minimum de		
Date julienne associée au débit journalier maximum de		
Nombre de pics de débit > Q25 par an	Nombre moyen de fois dans l'année où le débit est supérieur à Q25 (1)	Estimations basées sur le ratio Q50/Q95
Nombre de creux de débit < Q75 par an	Nombre moyen de fois dans l'année où le débit est inférieur à Q75	
Moyenne de toutes les		
Durée moyenne des pics sur un	Nombre moyen de fois dans l'année où le	
Durée moyenne des creux sur un		
Nombre d'accroissements entre		
Nombre de diminutions entre 2		
Moyenne de toutes les différences positives entre deux	Moyenne de toutes les différences négatives entre deux débits journaliers	

<sup>16</sup> Le débit dépassé 95 pour cent du temps. Ainsi, Q5 est le débit dépassé 5 pour cent du temps, etc.

Les indicateurs d'altération hydrologique (IAH) (Richter *et al.*, 1996, 1997, 1998 ; Poff *et al.*, 1997) permettent une évaluation assez précise des modifications dans le régime hydrologique, bien qu'ils ne proposent aucun seuil. Cependant, d'autres auteurs proposent des seuils pour un ensemble d'IAH retenus (p. ex. Holmes *et al.*, 2007 ; GTC du RU, 2008).

Holmes *et al.* (2007) suggèrent pour le RU :

- < 40 % de variation pour tous les indicateurs d'altération hydrologique de Richter – faible risque de ne pas atteindre le BEE ;
- 40 - 80 % de variation pour tous les indicateurs d'altération hydrologique de Richter – risque modéré de ne pas atteindre le BEE ; et
- > 80% de variation pour tous les indicateurs d'altération hydrologique de Richter – risque élevé de ne pas atteindre le BEE.

Les principales limites à l'application de cette méthode sont i) elle exige de longues séries chronologiques de débits avant et après prélèvement d'eau/construction de structures de régulation du débit, ii) les altérations hydrologiques qui se produisent à des échelles de temps réduites, telles que les éclusées, ne sont pas évaluées, et iii) les altérations des eaux souterraines ne sont pas incluses.

Le calcul d'un grand nombre de paramètres hydrologiques est parfois aussi considéré comme une limite ; cependant, l'existence de logiciels spécifiques et de formations en ligne<sup>17</sup> facilite l'application de cette méthode.

## **C.2 Indicateurs d'altération hydrologique dans les cours d'eau (IAHRIS)**

Plus récemment, des indicateurs d'altération hydrologique dans les cours d'eau (IAHRIS) ont été développés en Espagne (Martínez Santa-María et Fernández Yuste, 2010a,b – Tableau C.2). Ils incluent également un logiciel<sup>18</sup> gratuit qui calcule deux ensembles d'indicateurs d'altération hydrologique (IAH) pour évaluer le degré d'altération du régime d'écoulement, selon que les données comprises dans les séries naturelles et altérées, reliées à un point du cours d'eau, se rapportent à la même période (sur au moins 15 ans) – « données contemporaines », ou non – « données non contemporaines ». On obtient un ensemble de scénarios de débits écologiques associés à certaines conditions de débit en régime naturel.

La caractérisation du régime hydrologique inclut des « valeurs normales ou habituelles » (déterminants de la disponibilité générale de l'eau dans l'écosystème), des valeurs extrêmes, telles que crues et sécheresses (déterminants des conditions les plus critiques dans l'écosystème), et la variabilité intra et interannuelle du régime hydrologique. Cependant, les taux de variation du débit ne sont pris en compte dans aucun des deux ensembles de paramètres.

<sup>17</sup> Disponibles sur : <https://www.conservationtraining.org>

<sup>18</sup> Disponibles sur : [http://www.ecogesfor.org/IAHRIS\\_es.html](http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_es.html)

**Tableau C.2 : Indicateurs d'altération hydrologique proposés dans IAHRIS.**

Source : Martínez Santa-María et Fernández Yuste, 2010a, b.

IAH		Données contemporaines <sup>(1)</sup>	Données non contemporaines
Valeurs habituelles (données contemporaines) / Valeurs normales (données non contemporaines)	Amplitude	Amplitude des volumes annuels	Amplitude des volumes annuels
		Amplitude des volumes mensuels	Amplitude des volumes mensuels
			Amplitude des volumes mensuels : 12 valeurs
	Variabilité	Variabilité habituelle	Variabilité des volumes annuels
		Variabilité extrême	Variabilité des volumes mensuels
			Variabilité des volumes mensuels : 12 valeurs
			Variabilité extrême
	Saisonnalité	Saisonnalité des valeurs maximales	Saisonnalité des valeurs maximales
Saisonnalité des valeurs minimales		Saisonnalité des valeurs minimales	
Crues	Amplitude et Fréquence	Amplitude des crues maximales	Amplitude des crues maximales
		Amplitude du débit efficace	Amplitude du débit efficace
		Amplitude du débit de connectivité	Amplitude du débit de connectivité
		Amplitude des crues de chasse	Amplitude des crues de chasse
	Variabilité	Variabilité des crues maximales	Variabilité des crues maximales
		Variabilité des crues de chasse	Variabilité des crues de chasse
	Durée	Durée des crues	Durée des crues
	Saisonnalité	Saisonnalité des crues (12 valeurs, une pour chaque mois)	Saisonnalité des crues (12 valeurs, une pour chaque mois)
Sécheresses	Amplitude et Fréquence	Amplitude des sécheresses extrêmes	Amplitude des sécheresses extrêmes
		Amplitude des sécheresses habituelles	Amplitude des sécheresses habituelles
	Variabilité	Variabilité des sécheresses extrêmes	Variabilité des sécheresses extrêmes
		Variabilité des sécheresses habituelles	Variabilité des sécheresses habituelles
	Durée	Durée des sécheresses	Durée des sécheresses
		Nombre de jours de débit nul (12 valeurs, une pour chaque mois)	Nombre de jours de débit nul (12 valeurs, une pour chaque mois)
	Saisonnalité	Saisonnalité des sécheresses (12 valeurs, une pour chaque mois)	Saisonnalité des sécheresses (12 valeurs, une pour chaque mois)

<sup>(1)</sup> Selon que les données comprises dans les séries naturelles ou altérées, reliées à un point du cours d'eau, se réfèrent à la même période (au moins sur 15 ans) (données contemporaines), ou non (données non contemporaines).



Indicateurs détaillés pour chaque type d'année, synthétisés dans la moyenne pondérée



Indicateurs spécifiés par mois, synthétisés dans la moyenne annuelle

L'altération hydrologique est évaluée en tenant compte des exigences des instructions espagnoles relatives à la planification hydrologique (arrêté ARM/2656/2008). Chaque IAH varie entre 0 et 1, considérant 5 catégories, comme défini dans la DCE (Tableau C.3).

**Tableau C.3 : Critères d'attribution des catégories qualitatives aux indicateurs d'altération hydrologique (IAH). SOURCE : Martínez Santa-María et Fernández Yuste, 2010 a,b.**

<b>HYDROLOGICAL STATUS : PARTIAL INDICATORS (IAH)</b>				
<b>LEVEL I</b>	<b>LEVEL II</b>	<b>LEVEL III</b>	<b>LEVEL IV</b>	<b>LEVEL V</b>
$0.8 < \text{IAH} \leq 1$	$0.6 < \text{IAH} \leq 0.8$	$0.4 < \text{IAH} \leq 0.6$	$0.2 < \text{IAH} \leq 0.4$	$0 \leq \text{IAH} \leq 0.2$

Ces indicateurs sont agrégés dans l'indicateur d'altération globale (IAG), variant également entre 0 et 1 et comportant 5 catégories (tableau C.4).

**Tableau C.4 : Critères d'attribution des catégories qualitatives à l'indicateur d'altération globale (IAG). SOURCE : Martínez Santa-María et Fernández Yuste (2010 a,b).**

<b>HYDROLOGICAL STATUS : GLOBAL INDICATORS (IAG)</b>				
<b>LEVEL I</b>	<b>LEVEL II</b>	<b>LEVEL III</b>	<b>LEVEL IV</b>	<b>LEVEL V</b>
$0.64 < \text{IAG} \leq 1$	$0.36 < \text{IAG} \leq 0.64$	$0.16 < \text{IAG} \leq 0.36$	$0.04 < \text{IAG} \leq 0.16$	$0 \leq \text{IAG} \leq 0.04$

Cette approche ne peut être appliquée que si les séries chronologiques de débits journaliers ou mensuels sont disponibles pour au moins 15 années complètes, non nécessairement consécutives. Ce seuil a été déterminé d'après la quantité minimum d'informations considérée nécessaire à l'obtention de résultats satisfaisants en lien avec la variabilité et les valeurs extrêmes (Martínez SantaMaría et Fernández Yuste, 2010a,b).

De même que la méthode IAH, IAHRIS permet une évaluation assez précise des modifications dans le régime hydrologique. Mais les résultats sont obtenus dans 5 classes cohérentes avec la DCE, et peuvent être agrégés dans un indice global.

Cependant, la méthode IAHRIS est très spécifique à l'Espagne et les altérations hydrologiques sont évaluées en fonction de critères établis d'après les instructions espagnoles relatives à la planification hydrologique. En outre, les taux de variation du débit ne sont pas pris en compte.

La plupart des limites mentionnées pour la méthode IAH de Richter sont valables également pour IAHRIS.

## D. Références

- Acreman, M.C. 2003. Wetlands and hydrology. MedWet Publication 9. Tour du Valat, France.
- Acreman, M. C. and M. J. Dunbar. 2004. "Methods for defining environmental river flow requirements - a review." *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 861-876.
- Acreman, M.C., J. Aldrick, C. Binnie, A. Black, I. Cowx, H. Dawson, M. Dunbar, C. Extence, J. Hannaford, A. Harby, N. Holmes, N. Jarritt, G. Old, G. Peirson, J. Webb, and P. Wood. 2009. Environmental flows from dams: The Water Framework Directive. *Engineering Sustainability* 162:13–22.
- Alcácer, C., Ballester, A., De Stefano, L., Hernández, J.M., Lacalle, A., Magdaleno, F. and Schmidt, G. and contributions from experts of the Working Group on Environmental Flows (GTCA). 2011. Recomendaciones para la concertación de regímenes ecológicos de caudales en el marco de la planificación hidrológica española. Available on-line at: <http://www.fnca.eu/images/documentos/ODMA/4a%20FASE/docu316.pdf>
- Alves, M. H. and J. M. Bernardo. 2003. Caudais Ecológicos em Portugal. Tema tratado no âmbito do Plano Nacional da Água. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Instituto da Água, Direção de Serviços de Planeamento.
- Armitage, P.D. and Petts, G.E. 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 1-17.
- Arthington, A.H. 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Holistic Methodologies. LWRDC Occasional Paper 26/98. ISBN 0 642 26745 6.
- Arthington, A.H. and J.M. Zalucki (Eds). 1998a. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods. (Authors – Arthington, A.H., Brizga, S.O., Pusey, B.J., McCosker, R.O., Bunn, S.E., Loneragan, N., Growns, I.O. and Yeates, M.) LWRDC Occasional Paper 27/98. ISBN 0 642 26746 4.
- Arthington, A.H., Brizga, S.O. and Kennard, M.J. 1998b. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Best Practice Framework. LWRDC Occasional Paper 25/98. ISBN 0 642 26744 8.
- Arthington, A.H. and Pusey, B. J. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* 19:377–395.
- Arthington, A.H., S.E. Bunn, N.L. Poff y R.J. Naiman. 2006. "The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems". *Ecological Applications* 16:1311-1318.
- Arthington, A.H. 2012. Environmental flows. Saving rivers in the Third Millennium. University of California Press, 406 pp.
- Baltz, D. M. & Moyle, P. B. (1993). Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of stream fishes. *Ecol. Appl.*, 3, 246-55.
- Batzer D., R. Sharitz, (ed.). 2006. Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands. University of California Press, Berkeley, California, USA. xiii þ 568 pp.
- Benítez, C. and Schmidt, G. 2012. Analysis of the implementation of Environmental Flows in the wider context of the river basin management plans (Report drafted in the framework of the Comparative Study of Pressures and Measures in the Major River Basin Management Plans. Task 3d: Water Abstraction and Water Use).
- Biedenharn, D.S., C.R Thorne, P.J. Soar, R.D. Hey, C.C. Watson. 2001. Effective discharge calculation guide. *Int.J.Sediment Res.*, 16(4), 445 – 459.
- Black A.R., Bragg O.M., Duck R.W. and Rowan J.S. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:427– 446.
- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Fish and Wildlife Service FWS/OBS-82/26. 248 pp.
- Bovee, K.D., B.L. Lamb, J.M. Bartholow, C.D. Stalnaker, J. Taylor, and J. Henriksen. 1998. Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technical Report. USGS/BRD19980004. U.S. Geological Survey, Biological Resources. Division, Fort Collins, Colorado. 131p.

- Bradley, D.C., D. Cadman, N.J. Milner. 2012. Ecological indicators of the effects of abstraction and flow regulation and optimisation of flow releases from water storage reservoirs. Project WFD21d Final Report SNIFFER Bradshaw, A. D. (1996), Underlying principles of restoration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(Suppl. 1):3-9
- Bradshaw, A. D. 1996. "Underlying Principles of Restoration," Canadian Journal of Aquatic Science, Vol. 53, Supplement 1, 1996, pp. 3-9.
- Brown, L.R. and P.B. Moyle. 1997. Invading species in the Eel River, California: successes, failures, and relationships with resident species. Environmental Biology of Fishes 49:271-291.
- Brown, L.R. and T.J. Ford. 2002. Effects of flow on the fish communities of a regulated California river: implications for managing native fishes. River Research and Applications 18:331-342.
- Brown, C. and King, J. 2003. Environmental Flows: Concepts and methods. In Davis, R. and Hirji, R. (eds). Water Resources and Environment Technical Note C.1. Washington, D.C.: The World Bank.
- Bunn, S E. y A.H. Arthington. 2002. "Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity". Environmental Management 30:492-507.
- Bussetini, M.; B. Lastoria, G. Braca, S. Mariani, S. Venturelli. 2011. Regime Idrologico - Capitolo 1 in "Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Versione 1.1".
- Chandesris, A., Mengin, N., Malavoi, J.R., Wasson, J.G., Souchon, Y. 2008. SYRAHCE: SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau / A relational, multi-scale system for auditing the hydro-morphology of running waters: diagnostic tool to help the WFD implementation in France. 4th international conference on river restoration, Venice, ITA, 16-21 June 2008. 4 pp.
- Commission of the European Communities (CEC). 2000. Managing Natura 2000 sites: The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC
- Cottingham, P., Quinn, G., King, A., Norris, R., Chessman, B., & Marshall, C. (2005). Environmental flows monitoring and assessment framework. Technical Report. CRC for Freshwater Ecology, Canberra
- Couret D., Larinier M., Baran P. 2014. Développement d'une méthodologie de caractérisation des éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur du niveau de la perturbation hydrologique induite (V2). ONEMA-IRSTEA, 104 p
- CEN (European Committee for Standardization). 2010. Water quality - Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology. EN 15843:2010. 24 pp.
- Davies S. P. y Jackson S.K. 2006. "The Biological Condition Gradient: A Descriptive Model for Interpreting Change in Aquatic Ecosystems". Ecological Applications: Vol. 16, No. 4 pp. 1251-1266
- Demars, B.O.L., Potts, J. Menvironment agenc., Trémolières, M., Thiébaud, G., Gougelin, N. & Nordmann, V. (2012) River macrophyte indices: not the Holy Grail! Freshwater Biology, 57, 1745- 1759.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Strayer, D.L., Jacobson, R.B. and Schmidt, J.C. (2005). Effective discharge analysis of ecological processes in streams. Water Resources Research 41:
- Dunbar M.J., Alfredsen K, Harby A. 2011. Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids. Fisheries Ecology and Management. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00825.x>
- Dyson, M., G. Bergkamp, y J. Scanlon, (eds). 2003. "Flow. The Essentials of Environmental Flows". IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 118 pp.
- European Environment Agency (EEA). 2012. European waters — assessment of status and pressures, EEA Report No 8/2012. European Environment Agency, Copenhagen.
- Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA) Framework, <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/ecological-limitshydrolo.aspx#sthash.SSECadsK.dpuf>

- Extence, C. A., D. M. Balbi, and R. P. Chadd. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers-Research and Management* 15:543-574.
- Fernandez Yuste J.A., Martinez Santa-Maria C., Sanchez F.J., Magdaleno F. and Andres A. 2008. IAHRIS: a new software to evaluate hydrologic alteration. 4th ECCR International Conference on River Restoration Venice, San Servolo Island-16/19 June 2008. Conference Proceedings, 981-991.
- Forseth, T. and Harby, A. (Eds). 2013. Handbook for environmental design in regulated salmon rivers.  
<http://www.cedren.no/News/Article/tabid/3599/ArticleId/2429/Salmon-andhydropower-handbook-available-in-English.aspx>
- Friberg N., Bonada N., Bradley D. C., Dunbar M. J., Edwards F. K., Grey J., Hayes R. B., Hildrew A. G., Lamouroux N., Trimmer M., Woodward G. 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research* 44, 1–68.
- Friberg, N, O'Hare, M. and Poulsen A.M. (Eds). 2013. Impacts of hydromorphological degradation and disturbed sediment dynamics on ecological status. D3.1 Impacts of HyMo degradation on ecology, EU FP7 project (Restoring rivers for effective catchment Management). Grant Agreement 282656FP7 REFORM.
- Friberg N. 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystem. *Wires Water* 2014. doi: 10.1002/wat2.1040.
- Gayton, D.W. 2001. Ground Work: Basic Concepts of Ecological Restoration in British Columbia. Southern Interior Forest Extension and Research Partnership, Kamloops, BC SIFERP Series 3.
- Giles, N., Philips, V. and Barnard, S. 1991. Ecological effects of low flow in chalk streams. Wilshire Trust for Nature Conservation.
- Ginot V., Souchon Y., Capra H., Breil P., Valentin S., 1998. Logiciel EVHA. Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière (V. 2.0). Guide méthodologique. Cemagref Lyon BEA/LHQ et Ministère de l'Environnement, Dir. de l'Eau, Paris, France. 176 p.
- Gurnell, A.M., M. González Del Tánago, M.T. O'Hare, M. Van Oorschot, B. Belletti, T. Buijse, D. García De Jalón, R. Grabowski, D. Hendriks, O. Mountford, M. Rinaldi, L. Solari, M. Szewczyk, A. Vargas-Luna. 2014. Influence of Natural Hydromorphological Dynamics on Biota and Ecosystem Function (Riparian and Aquatic vegetation). Deliverable 2.2 Part 1 of the EU FP7 REFORM project.  
<http://reformrivers.eu/system/files/2.2%20Natural%20HyMo%20Biota%20Ecol%20Function%20part%201%20FINAL.pdf>
- Gurnell, A.M., M. Bussettini, B. Camenen, M. González Del Tánago, R. Grabowski, D. Hendriks, A. Henshaw, M. Rinaldi, N. Surian. 2014. A multi-scale framework and indicators of hydromorphological processes and forms. Deliverable 2.1, Part 1, of the EU FP7 REFORM project. <http://www.reformrivers.eu/>
- Hart, D. D., and C. M. Finelli. 1999. Physical–biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 363–395.
- Henriksen J.A., Heasley J., Kennen J.G. and Niewsand S. 2006. Users' manual for the Hydroecological Integrity Assessment Process. U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Open File Report 2006-1093, 80 p.
- Higgins, J. V., C. P. Konrad, A. Warner, and J. T. Hickey (2011). A framework for monitoring, reporting and managing dam operations for environmental flows. Version 1.0. SRP measures working group.
- Hirji, R. and Panella, T. 2003. Evolving policy reforms and experiences for addressing downstream impacts in World Bank water resources projects. *River Research and Applications* 19(7): 667-681.
- Hirji, R. and R. Davis. 2009. Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects: Findings and Recommendations. The World Bank. Environment and Development series.
- Holmes, M., A. Young, M. Acreman. 2007. Guidance on Environmental Flow Releases from impoundments to implement the Water Framework Directive. Project Extension 1 – Practical methodology for assessment GES for impoundments. Project

WFD82. Final Report SNIFFER

- International Water Management Institute (IWMI). 2004.
- International Symposium on Ecohydraulics, 2002. Proceedings of the 4th International Symposium on Ecohydraulics, Environmental Flows for River Systems, an International Working Conference on Assessment and Implementation, Cape Town, South Africa; March 3-8, 2002.
- ISO (International Organization for Standardization). 2008. Hydrometry — Water level measuring devices. ISO 4373:2008.
- ISPRA. 2011. Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Versione 1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 85 p.  
[http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00010100/10147-analisi-evalutazione-degli-aspetti-idromorfologici-agosto-2011.pdf/at\\_download/file](http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00010100/10147-analisi-evalutazione-degli-aspetti-idromorfologici-agosto-2011.pdf/at_download/file)
- Junk, W. J.; P. B Bayley and R.E. Sparks. 1989. "The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems". In: Doge, D.P. (Ed.). Proc. Int. Large River Symp (Lars) – Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 110-127.
- Keddy, P.A. 2002. Wetland ecology: Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge. 614pp.
- Keddy, P.A. and L.H. Fraser. 2000. Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: the role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. Lakes and Reservoirs: Research and Management 5:177-185.
- Kennard, M., S. Mackay, J. Pusey, J. Olden, N. Marsh. 2009. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. River Research and Applications. 26 (2): 137–156. DOI: 10.1002/rra.1249.
- Kennard, M.J., Mackay, S.J., Pusey, B.J., Olden, J.D., Marsh, N. 2010. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. River Res. Appl. 26(2), 137-156.
- King, J. R. Tharme and C. Brown. 1999. Definition and Implementation of Instream flows. Contributing Paper. World Commission on Dams.
- King, J., C. Brown and H. Sabet. 2003. "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers". Regulated Rivers: Research and Assessment. Volume 19 Issue 5-6, Pages 619 – 639.
- King, J. M., R. E. Tharme, y M. S. de Villiers, editors. 2008. "Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology". WRC Report No TT 354/08. Updated Edition. Water Research Commission, Pretoria, South Africa. Kleynhans C.J., Louw M.D., Thirion C., Rossouw N.J. and Rowntree K. M. 2005. River EcoClassification: Manual for EcoStatus determination (Version 1), Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry (South Africa). Report No. KV 168/05, 210 p.
- Konrad *et al.*, 2011. Large scale flow experiments for managing large rivers. BioScience 61: 948–959. ISSN 0006-3568, electronic ISSN 1525-3244
- Krchnak, K., Richter, B., and Thomas, G. (2009). 'Integrating Environmental Flows into Hydropower Dam Planning, Design, and Operations.' (World Bank Group: Washington, DC.)
- Lake P.S. 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. Ecological Management and Restoration, 2: 110-115.
- Lamouroux N., Jowett I.G. 2005. Generalized instream habitat models. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62, 7-14.
- Landres, P.R., P. Morgand, and F.J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecological Applications 9:1179–1188.
- Langbein, W. B., & Hoyt, W. G. (1959). Water facts for the Nation's future: Uses and benefits of hydrologic data programs. New York: Ronald Press Co.
- LAWA. 2002. Kriterien zur Erhebung von signifikanten Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen und zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission", Strategy paper of the Working Group of the German States on Water.

- Le Quesne, T., E Kendy, and D. Weston. 2010. The Implementation Challenge: Taking stock of government policies to protect and restore environmental flows. WWF Report.
- Linnansaari, T., Monk, W.A., Baird, D.J. and Curry, R.A. 2012. Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039. viii + 74 p.
- Lloyd, N., Qinn, G., Thoms, M. *et al.*, 2003. Does flow modification cause geomorphological and ecological response in rivers? A literature review from an Australian perspective. Technical report 1/2004, Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology.
- Lytle, D, y N. Poff. 2004. "Adaptation to natural flow regimes". Trends in Ecology and Evolution 19:94-100.
- McKay, S.F. and King, A.J. 2006. Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. River Research and Applications 22: 1023-1037.
- Martínez Santa-María, C. and Fernández Yuste, J.A. 2010a. IAHRIS 2.2. Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers. Methodological reference manual. Ministry of the Environment. Polytechnic University of Madrid. Spanish Government.
- Martínez Santa-María, C. and Fernández Yuste, J.A. 2010b. IAHRIS 2.2 Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers. User's Manual. Ministry of the Environment. Polytechnic University of Madrid. Spanish Government.
- Mathews, R. and B. Richter. 2007. Application of the Indicators of Hydrological Alteration software in environmental flow setting. J. Amer. Water Resources Assn. 43 (6), pp. 1400- 1413.
- Meitzen, K.M. and Doyle, M.W. and Thoms M.C and Burns, C.E. 2013. Geomorphology within the interdisciplinary science of environmental flows. Geomorphology (2013) doi: 10.1016/j.geomorph.2013.03.013
- Merritt, D.M., Scott, M.L., Poff, L.N., Auble, G.T. and Lytle, D.A. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. Freshwater Biology, 55, 206-225.
- Mitsch, W. and J. Gosselink. 2000. "Wetlands". 3rd Edition. Wiley and Sons, Nueva Cork. 920 pp.+
- Moore, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resource management: A survey study. Masters Thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden.
- Mühlmann, H. 2010. Surveying the hydromorphological status of running water. Hydromorphology. Federal Agency for Water Management – Institute for Water Quality. ISBN: 978-3-85174-067-7. 74 pp.
- Munné A., C. Sola and J. Pages. 2006. HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Barcelona, Agencia Catalana de l'Aigua, 164 p.
- Naiman, R. J., J. J. Magnuson, D. M. McKnight, and J. A. Stanford. 1995. "The freshwater imperative: A research agenda". Island Press, Washington, DC, 165 pp.
- National Park Service (NPS). 2001. Economic benefits of conserved rivers: An annotated bibliography. Trails, Rivers, and Conservation Assistance Program, National Park Service, Department of the Interior, June.
- Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dynesius, and C. Revenga. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. Science 308:405-408.
- Old, G.H. and Acreman, M.C. 2006. Guidance on Compensation Flows and Freshets Task 3: Literature Review. SNIFFER Project WFD82 report, 33pp.
- Olden J.D. and Poff N.L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing stream- flow regimes. River Research and Applications, 19, 101-121.
- Oregon Watershed Enhancement Board (OWEB). 2000. Oregon Watershed Assessment Manual, 583 p.
- Parasiewicz, P., K. Ryan, P. Vezza, C. Comoglio, T. Ballesterio, J.N. Rogers. 2012. Use of quantitative habitat models for establishing performance metrics in river restoration planning. Ecohydrology 6(4), 668-678 (2012). doi:10.1002/eco.1350.
- Parasiewicz, P., J.N. Rogers, P. Vezza, J. Gortazar, T. Seager, M. Pegg, W. Wiśniewolski C. Comoglio. 2013. Applications of the MesoHABSIM Simulation Model.

- In: Maddock I., H.A., Kemp P. and Wood P. (ed.). *Ecohydraulics: an integrated approach*, pp. 109-124 John Wiley and Sons Ltd.
- Pérez, M. A. 2005. "Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua, integrado en sistema de información geográfica, para grandes cuencas. Aportación al análisis de presiones e impactos de la Directiva Marco del Agua". Universidad Politécnica de Valencia.
  - Petts, G. 2008. *Hydrology: the Scientific Basis for Water Resource Management and River Regulation*. In: Wood, P.J., Hannah, D.M. and Sadler, J.P. (Eds). *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. John Wiley and Sons, Ltd.
  - Petts G.E. 2009. *Instream Flow Science For Sustainable River Management*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 45:1071–1086. doi: 10.1111/j.1752-1688.2009.00360.x
  - Poff, N.L., J.D. Allan, M. B. Bain, J.R. Karr, B. Richter, R. Sparks, and J. Stromberg. 1997. "The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration". *BioScience* 47,769-784.
  - Poff N.L., Richter B., Arthington A.H., Bunn S.E., Naiman R.J., Kendy E., Acreman M., Apse C., Bledsoe B.P., Freeman M., Henriksen J., Jacobson R.B., Kennen J., Merritt D.M., O'Keeffe J., Olden J.D., Rogers K., Tharme R.E. y Warner A. 2009. "The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards". *Freshwater Biology*.
  - Poff, L. and J. K. Zimmerman. 2010. *Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows*. *Freshwater Biology* (2010) 55, 194–205
  - Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keeffe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E., and Warner, A. 2010. *The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards*. *Freshwater Biology* 55:147-170.
  - Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. and Wissmar R. 1988. *The role of disturbance in stream ecology*. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 433–455.
  - Richter B.D., J.V. Baumgartner, J. Powell y D.P. Braun. 1996. "A method for assessing hydrological alteration within ecosystems". *Conservation Biology* 10(4): 1163-1174.
  - Richter B D., J.V. Baumgartner, R. Wigington y D.P. Braun. 1997. "How much water does a river need?" *Freshwater Biology* 37, 231-249.
  - Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Braun, D.P., and Powell, J. 1998. *A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network*. *Regulated Rivers: Research and Management*, 14, 329-340.
  - Richter, B.D., A. T. Warner, J. L. Meyer, y K. Lutz. 2006. "A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations". *River Research and Applications*, 22, 297-318.
  - Richter, B.D., M. M. Davis, C. Apse, and C. Konrad. 2011. *A presumptive standard for environmental flow protection*. *River Research and Applications* 28(8): 1312–1321.
  - Rinaldi, M., B. Belletti; W. Van de Bund; W. Bertoldi; A. Gurnell; T. Buijse; E. Mosselman. 2013. *Review on eco-hydromorphological methods*. Editors N. Friberg, M. O'Hare and A. Poulsen. 2013. Deliverable of the EU FP7 REFORM project. <http://www.reformrivers.eu/>
  - Sánchez, R. and G. Schmidt. 2012. *Environmental flows as a tool to achieve the WFD objectives*. Study for the European Commission.
  - Smith R. D. and Maltby E. 2003. *Using the Ecosystem Approach to Implement the Convention on Biological Diversity: Key Issues and Case Studies*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 118 pp.
  - Shiau J.-T. and F.-C. Wu. 2008. *A Histogram Matching Approach for assessment of flow regime alteration: application to environmental flow optimization*. *River*

Research and Applications 24(7), 914-928.

- Snelder T.H., Booker D., Lamouroux N. 2011. A method to assess and define environmental flow rules for large jurisdictional regions. *Journal of the American Water Resources Association*, 47, 828-840.
- Souchon, Y., Lamouroux, N., Capra, H. and Chandesris, A. 2003. La méthodologie Estimhab dans le paysage des méthodes de microhabitat. Note technique, Cemagref Lyon, Unité Bely, Laboratoire d'hydroécologie quantitative, p.9
- Stanford, J. A., M. S. Lorang, and F. R. Hauer. 2005. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 29:123–136.
- Statzner, B.; Gore J. A.; Resh V. H. 1988: Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential implications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307–360.
- Statzner, B. and Higler, B. 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwat. Biol.*, 16, 127-39.
- Strevens, A.P. 1999. Impacts of groundwater abstraction on the trout fishery of the River Piddle, Dorset, and an approach to their alleviation. *Hydrological Processes* 13 (3): 487-496.
- Tennant, D.L. 1976. Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources, in J.F. Orsborn and C.H. Allman, eds. *Proceedings of Symposium and Specialty Conference on Instream Flow Needs*, Vol. II, American Fisheries Society., Bethesda, Maryland: 359- 373
- Tharme, R. E. 2003. "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers". *River Research and Applications* 19: 397-441.
- Tharme, R.E. and King, J.M. 1998. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/98*. 452 pp.
- The Nature Conservancy (TNC). 2011a. Conservation Gateway. "Environmental Flow Components"
- The Nature Conservancy (TNC). 2011b. Conservation Gateway. "Three-Level Hierarchy of Environmental Flow Methods "
- UK TAG. 2007. Guidance on environmental flow releases from impoundments to implement the Water Framework Directive. Final report.
- UK TAG. 2008. UK Environmental Standards and Conditions Report (Phase 1)
- USEPA. 2005. "Use of Biological Information to Better Define Designated Aquatic Life Uses in State and Tribal Water Quality Standards: Tiered Aquatic Life Uses".
- Van der Valk. A. G. 1981. Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688–696.
- Valette, L., Piffady, J., Chandesris, A., Souchon, Y. 2012. SYRAH-CE: description des données et modélisation du risque d'altération hydromorphologique des cours d'eau pour l'état des lieux DCE. Rapport final, 104 p.
- Velez, J.J., Puricelli, M., Unzu Lopez, F. and Frances, F. 2009. Parameter extrapolation to ungauged basins with a hydrological distributed model in a regional framework. *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 229-246.
- Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. T. D. Fontaine and S. M. Bartell, editors. *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences. Pages 29-42.
- Ward, J. V., K. Tockner, and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15:125-139.
- WFD CIS (Water Framework Directive's common implementation strategy). 2003a. Guidance Document No. 11. Planning processes.
- WFD CIS. 2003b. Guidance Document No. 12. Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive.
- WFD CIS. 2003c. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts - Impress.

- WFD CIS. 2003d. Guidance Document No. 7. Monitoring under the Water Framework Directive.
- WFD CIS. 2003e. Guidance Document No. 8. Public Participation in relation to the Water Framework Directive.
- WFD CIS. 2003f. Guidance Document No. 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies.
- WFD CIS. 2006. Technical Report - WFD and Hydromorphological pressures. Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive.
- WFD CIS. 2007. Guidance Document No. 15. Groundwater Monitoring. Technical Report - 002 - 2007
- WFD CIS. 2009a. Guidance Document No. 18. Guidance on groundwater status and trend assessment. Technical Report - 2009 - 026
- WFD CIS. 2009b. Guidance Document No. 20. Exemptions to the environmental objectives. Technical Report - 2009 - 027.
- WFD CIS. 2011a. Groundwater dependent terrestrial ecosystems Technical Report No. 6.
- WFD CIS. 2011b. Water management, Water Framework Directive & Hydropower - Common Implementation Strategy Workshop, Brussels, 13- 14 September 2011 - Issue Paper. Coordinated by Kampa, E.; Weppen von der, J.; Dworak, T.
- WFD CIS. 2012. EU Working definitions of water scarcity and drought. Draft Report prepared by Schmidt, G., C. Benítez and J.J. Benítez for the European Commission in the frame of the Water Framework Directive's common implementation strategy (Version 3.1, 12 April 2012).
- Wilding T.K., Bledsoe B., Poff N.L., Sanderson, J. 2014. Predicting habitat response to flow using generalized habitat models for trout in Rocky Mountain streams. *River Research and Applications*
- Wood, P.J. and Petts, G.E. 1994. Low flows and recovery of macroinvertebrates in a small regulated chalk stream. *Regulated Rivers: Research and Management* 9: 303-316.
- Wood, P.J., Armitage, P.D., Cannan, C.E. and Petts, .G.E. 1999. Instream mesohabitat biodiversity in three groundwater streams under base-flow conditions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater* 9: 265-278.
- World Meteorological Organization (WMO). 2010. *Manual on Stream Gauging Vol. I - Fieldwork*. WMO-No. 1044.
- WMO. 2008. *Guide to Hydrological Practices Vol. I – Hydrology - From Measurement to Hydrological Information*. WMO-No. 168.
- Wright, J.F. and Berrie, A.D. 1987. Ecological effects of groundwater pumping and a natural drought on the upper reaches of a chalk stream. *Reg. Riv.: Res. and Man.* 1: 145-160.
- Zolezzi G., A. Bellin, M. Bruno, B. Maiolini, A. Siviglia. 2009. Integrating standard and novel approaches to assess hydrological alterations due to hydropower production at multiple time scales: Adige River, Italy, *Water Resources Research*, 45(12) doi:10.1029/2008WR007266.



