



**HAL**  
open science

# Evaluation de l'efficacité des opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau

Evelyne Tales

► **To cite this version:**

Evelyne Tales. Evaluation de l'efficacité des opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau. Agence Française pour la Biodiversité. 2020. hal-04178955

**HAL Id: hal-04178955**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04178955v1>**

Submitted on 8 Aug 2023

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



**AGENCE FRANÇAISE  
POUR LA BIODIVERSITÉ**

*Établissement public du ministère de l'Environnement*

**Programme 2019/2021 – Thème Fonctionnement des écosystèmes - Action n°1 (Coopération Irstea-AFB)**



## **Evaluation de l'efficacité des opérations de restauration en cours d'eau**

Démarche d'évaluation des données de suivi

Rapport intermédiaire

**Evelyne TALES,  
Inrae HYCAR-HEF**

**Février 2020**



- [Auteurs](#)

**Evelyne TALES**, Inrae, evelyne.tales@inrae.fr

- [Correspondants](#)

AFB : Anne VIVIER,

AFB : Gabriel MELUN

AFB : Josée PERESS

- [Autres contributeurs](#)

Droits d'usage :

Niveau géographique : National

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : Professionnels



Evaluation de l'efficacité  
des opérations de  
restauration en cours d'eau

Démarche d'évaluation des  
données de suivi

Rapport intermédiaire

Evelyne Tales

**AGENCE FRANÇAISE  
POUR LA BIODIVERSITÉ**

*Établissement public du ministère de l'Environnement*

- **Résumé**

Ce travail est réalisé en accompagnement du dispositif du Réseau des sites de démonstration (SDD), sur lesquels est mis en œuvre le suivi scientifique minimal (SSM).

Des documents de cadrage sont associés au SSM pour permettre l'analyse et l'interprétation des données de ce suivi. Un document à portée générale, vise à rappeler les principes à respecter lors d'une opération de restauration de manière à mettre en œuvre de bonnes pratiques en termes de suivi et d'évaluation. Il doit pouvoir accompagner les gestionnaires intéressés ou plus directement confrontés à l'évaluation des restaurations qu'ils sont en mesure de réaliser.

Des propositions de démarche sont décrites pour 1/ élaborer un suivi adéquat et 2/ évaluer du mieux possible toute opération de restauration hydromorphologique de cours d'eau à partir de ce suivi. Des recommandations sont indiquées pour mettre toutes les chances de son côté pour réaliser des mesures de restauration les plus efficaces possibles compte tenu de différents contextes.

Des cadres d'analyse et d'interprétation du SSM, relatifs aux sept types d'opérations de restauration définis dans le « Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau » finalisé en 2019 sont proposés. Ils comportent un schéma général de démarche d'évaluation applicable pour tout type de restauration ainsi que des tableaux de synthèse par type de restauration, de leurs effets avérés sur les compartiments hydromorphologique et biologique qui doivent permettre de diagnostiquer localement l'efficacité de la restauration mise en œuvre. Les tableaux sont accompagnés de commentaires mettant en exergue les recommandations spécifiques au type de restauration considéré issues de la littérature la plus récente sur les effets de la restauration dans les cours d'eau.

- **Restauration, Hydromorphologie, Cours d'eau, Méthode de suivi, planning, évaluation, France**

## • Sommaire

1.	Introduction.....	6
2.	Cadre d'interprétation et d'analyse des données de suivi .....	6
2.1.	Cadre général d'analyse .....	7
2.1.1.	Introduction .....	7
2.1.2.	Qu'est ce que la restauration hydromorphologique des cours d'eau ? .....	7
2.1.3.	Est-ce que la restauration est nécessaire ?.....	9
2.1.4.	Est-ce que la restauration est faisable ?.....	12
2.1.5.	Comment évaluer le succès de la restauration ?.....	13
	Démarche globale .....	13
	Un suivi adéquat .....	14
	Démarche d'évaluation de la restauration.....	16
	Conclusion .....	18
2.2.	Cadre d'interprétation et d'analyses pour des cas d'études particuliers .....	18
2.2.1.	Cadre d'interprétation dans le cas d'effacement d'ouvrages en travers.....	20
	Effets positifs attendus suite à l'effacement de seuils et petits barrages pour restaurer la continuité	23
	Effets négatifs suite à l'effacement de seuils et petits barrages pour restaurer la continuité.....	23
2.2.2.	Cadre d'interprétation dans le cas de modification du lit mineur .....	24
2.2.3.	Cadre d'interprétation dans le cas de reconstitution du matelas alluvial.....	28
2.2.4.	Cadre d'interprétation dans les cas de contournement de plan d'eau et de retour d'un cours d'eau dans son talweg .....	30
2.2.5.	Conclusions.....	30
3.	Conclusion générale .....	31
4.	Bibliographie .....	32
5.	Table des illustrations .....	36

## 1.Introduction

Cette action s'inscrit dans le contexte de la mise en œuvre de la DCE et aborde plus particulièrement les questions touchant à la mise en place de suivis destinés à évaluer la réussite des opérations de restauration physique des cours d'eau notamment du point de vue de leurs conséquences écologiques.

La Directive Cadre sur l'Eau se fixe, entre autres objectifs, l'amélioration de l'état écologique des cours d'eau, impliquant donc la mise en œuvre généralisée d'opérations de restauration des tronçons altérés. Au cours des 4 dernières décennies, ces opérations de restauration se sont d'abord focalisées sur la maîtrise des pollutions des eaux, mais il existe une prise de conscience de plus en plus aigüe du fait que les altérations physiques des cours d'eau peuvent fortement pénaliser leur fonctionnement écologique. Ainsi on assiste depuis la fin des années 1990 à la montée en puissance d'opérations de restauration ciblées sur la dimension hydromorphologique.

Dans ce domaine, les retours d'expériences, tant au niveau français qu'international, ont montré la fréquente absence ou la pauvreté des procédures de suivis accompagnant ces opérations de restaurations, empêchant bien souvent d'évaluer de manière pertinente l'efficacité des travaux.

Dans ce contexte, l'AFB a initié une démarche pour mettre en place un suivi des opérations de restauration de l'hydromorphologie. Cette démarche s'est concrétisée par la rédaction d'un document proposant des préconisations de suivis lors d'opérations de restauration hydromorphologique (Suivi Scientifique Minimal – SSM) (Malavoi et Souchon 2010).

Un réseau national de suivi d'opérations de restauration hydromorphologique a été créé, qui doit permettre d'améliorer l'évaluation des réponses écologiques à ces opérations de restauration et de conclure sur leur efficacité. Les opérations de restauration sélectionnées pour faire partie de ce réseau national dit « réseau de sites de démonstration » doivent suivre les préconisations du SSM, dont celle de l'ampleur spatiale suffisante pour avoir un impact significatif sur l'hydromorphologie et sur la biologie.

Par ailleurs le travail envisagé pour cette action s'appuie largement sur l'abondante littérature scientifique disponible dans le domaine de l'écologie de la restauration et notamment sur les développements spécifiques dédiés aux cours d'eau. Il utilise plus particulièrement les acquis des différents projets européens ayant précédemment abordé la problématique de la restauration physique des cours d'eau en lien avec la démarche DCE (FORECASTER, WISER, REFORM).

Le travail présenté vise à proposer des démarches pour analyser et interpréter les résultats du SSM en particulier, et plus largement pour évaluer les opérations de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Un cadre général d'analyse et d'interprétation est donc fourni comme ébauche d'un document de synthèse sur le sujet. Des cadres spécifiques par type de restauration, suivant la typologie du SSM, précisent les objectifs des opérations de restauration et les résultats attendus sur les différents compartiments biotiques et abiotiques. Ces cadres d'interprétation sont destinés à fournir une aide aux opérateurs pour (1) mieux définir et préciser les objectifs et conséquences éventuelles de chaque opération et (2) vérifier dans quelle mesure les suivis mis en œuvre pourraient permettre (ou non) d'évaluer l'atteinte des objectifs assignés à chaque opération.

## 2.Cadre d'interprétation et d'analyse des données de suivi

Dans le dispositif du réseau des sites de démonstration (SDD), le guide du SSM fait partie des premières étapes indispensables, pour avoir à disposition un suivi adéquat des opérations de restauration (Figure 1), fournissant des données utilisables. Se pose ensuite la question de l'évaluation qui consiste à interpréter et analyser les données issues du suivi. L'évaluation peut se faire à deux échelles : à l'échelle globale du réseau des SDD, en intersites ou à l'échelle locale, en intrasite, pour analyser une opération de restauration particulière, un cas d'études. Si la démarche d'ensemble est identique, la phase finale du processus est un peu différente car l'analyse intersites implique de disposer d'un jeu de données harmonisées permettant de comparer des contextes potentiellement différents (divers types de restauration, cours d'eau de taille diverse, etc.).

Ces deux types d'approches vont être décrits par la suite.

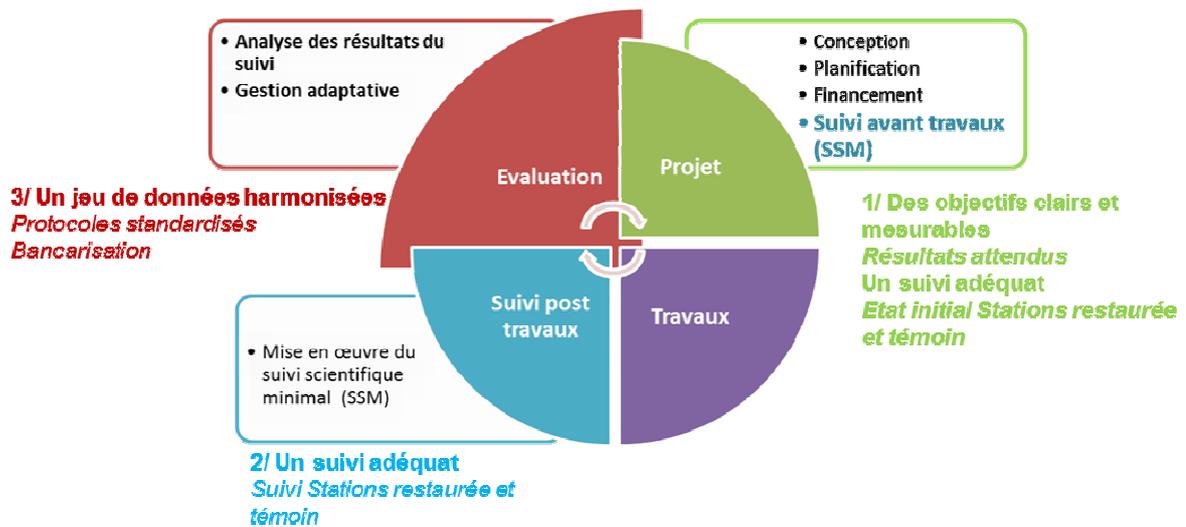


Figure 1: Planning général et conditions requises pour l'évaluation des opérations de restauration (adapté de Friberg et al 2016).

## 2.1. Cadre général d'analyse

En accompagnement du dispositif du SSM dans le cadre du Réseau de sites de démonstration, il a été convenu de produire un document de synthèse explicitant la démarche de suivi et d'évaluation de l'efficacité de la restauration hydromorphologique.

### 2.1.1. Introduction

Dès les années 1990, des documents ont été produits pour accompagner la mise en œuvre de la restauration des cours d'eau sous forme de manuel ou de guidance. Ces documents mettaient plus en avant les techniques de restauration ou étaient ciblés sur un compartiment particulier (ex : restauration pour les poissons ; Cowx and Welcomme 1998). Ils promouvaient l'action de restauration, ce qui dans un premier temps est sans doute nécessaire. Le temps est venu maintenant non plus de restaurer à tout prix quel que soit le contexte, mais de promouvoir une restauration efficace des cours d'eau, au travers d'une démarche complète englobant à la fois l'identification des altérations et des mesures de restauration appropriées, leur mise en œuvre ainsi que leur suivi correctement conçu. La phase de suivi est indissociable de la démarche globale.

Ce document n'est donc pas un manuel technique de restauration mais un recueil de recommandations destiné à promouvoir une démarche complète d'évaluation de la restauration et à permettre aux gestionnaires de la mener à bien de manière autonome.

### 2.1.2. Qu'est ce que la restauration hydromorphologique des cours d'eau ?

La restauration des cours d'eau est un concept qui n'est pas nouveau même si sa définition ainsi que les pratiques associées ont évolué au cours du temps (Morandi et Piégay 2017). Dès les années 1990 la littérature scientifique jette les bases de la restauration écologique des écosystèmes aquatiques en énonçant quelques principes qui la sous-tendent (Bradshaw 1996), parfois spécifiques à des milieux tels les zones humides périfluviales (Henry & Amoros 1995). Plus récemment, un ouvrage nord-américain a synthétisé les connaissances sur le sujet sous forme d'un guide pour restaurer les cours d'eau et leur bassin versant (Roni & Beechie, 2012). Des nuances d'ordre sémantique sont indiquées pour différencier la restauration de notions proches (ex : réhabilitation, remédiation, renaturation, etc.), la restauration supposant un retour complet à un état originel. Dans la suite du document, la notion de restauration n'est pas considérée sensu stricto, mais plutôt comme le terme générique englobant l'ensemble des activités et interventions destiné à améliorer l'état des systèmes aquatiques.

La notion de restauration hydromorphologique des cours d'eau apparaît en Europe avec le cadre réglementaire de la DCE en 2000, l'état hydromorphologique des cours d'eau devant contribuer à leur état écologique. Dans les faits, des pratiques de restauration hydromorphologique des cours d'eau existaient antérieurement, qui visaient à améliorer globalement les habitats aquatiques pour telle ou telle communauté, notamment pour les poissons en Europe (Cowx & Welcomme 1998). De fait, elles étaient peut être moins directement guidées par l'objectif de rétablir les processus hydromorphologiques.

La Société Internationale pour la Restauration écologique énonce que la restauration écologique est le processus qui consiste à aider au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (SER 2004). Cette définition inclut à la fois une vision intégrée (approche écosystémique) et une notion de gradient allant de l'altération plus ou moins importante à la destruction totale. L'idée est donc de réparer un système, ses fonctions et ses composantes, pour lui rendre son intégrité.

Selon le niveau de dégradation de l'écosystème, il est plus ou moins facile de rétablir ses fonctionnalités (Figure 2). Des seuils existent entre différents états d'un écosystème, indiquant qu'il y a des transitions à franchir pour une trajectoire vers l'amélioration de l'état du cours d'eau. Si les interventions indiquées pour restaurer le cours d'eau ne sont pas suffisamment importantes, son état ne va pas se modifier (sur la figure, la balle doit passer une bosse pour atteindre le stade suivant ; à défaut elle demeure au même stade en « retombant » dans le creux). Des barrières de nature abiotique ou biotique vont par ailleurs conditionner la possibilité pour un écosystème de revenir à un état moins dégradé. Selon la situation, l'état de dégradation est plus ou moins réversible en lien avec la résilience de l'écosystème.

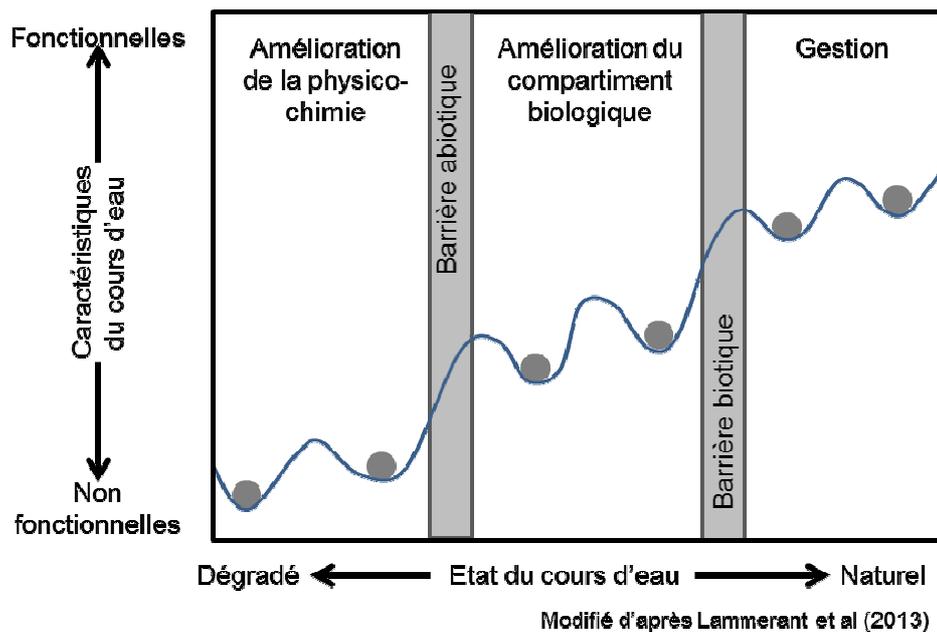


Figure 2 : Modèle conceptuel d'évolution d'un cours d'eau de la dégradation à la restauration. Le cours d'eau est matérialisé par la balle qui peut passer selon l'importance des interventions d'un stade à un autre, depuis un état dégradé vers un état « naturel ».

Il faut donc avoir à l'esprit cette notion de réversibilité des processus qui donne une indication du potentiel de restauration d'un milieu. Cependant, pour restaurer un cours d'eau, il est plus fonctionnel d'envisager une trajectoire évolutive de restauration que d'atteindre un stade particulier (Brierley & Fryirs 2016). Les écosystèmes d'eaux courantes sont par nature dynamiques ; leur restauration doit donc viser à les remettre dans une trajectoire de dynamique « naturelle » plutôt que dans un état statique (Figure 3), et ce d'autant plus qu'il est souhaitable que l'écosystème restauré se maintienne de manière autonome et durable (Friberg et al 2016).

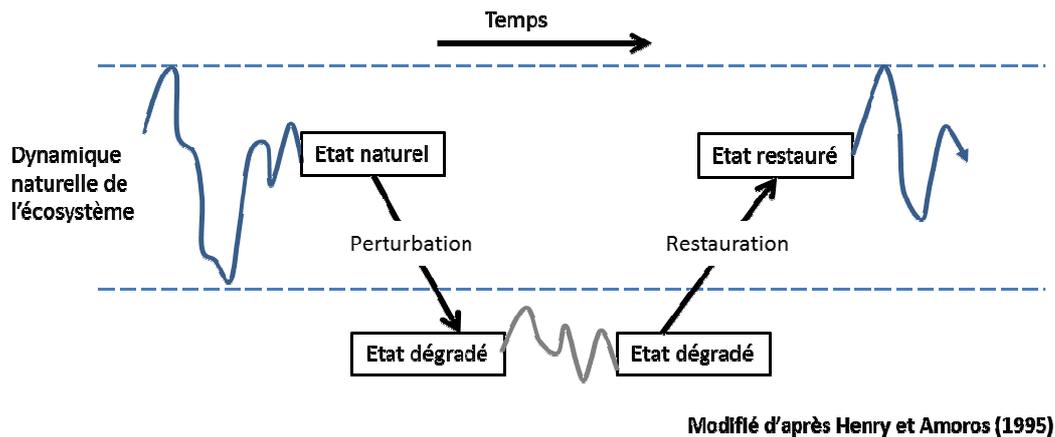


Figure 3 : Dynamiques d'un cours d'eau dans le cadre d'une restauration

Cependant, il n'est pas toujours possible de revenir à un état non altéré quand un écosystème a subi trop de changements à la fois de nature biotique et abiotique, les processus d'évolution étant alors irréversibles. On a alors affaire à un nouvel écosystème qui n'a plus grand chose de commun avec son état historique (Hobbs et al 2009). Cela ne signifie pas pour autant qu'il faut renoncer dans ces circonstances à toute idée de restauration, mais plutôt à adopter une approche d'interventions selon un continuum de restauration (McDonald et al, 2016).

Il est question de réparer les dommages subis par un écosystème selon son contexte. Des activités correctives de restauration viseront à réduire les causes de dégradation et potentiellement à améliorer l'état de l'écosystème sans pour autant aboutir à le ramener dans un état proche d'un état de référence qui est l'ambition de la restauration écologique. La restauration hydromorphologique des cours d'eau correspond à un tel continuum depuis des mesures correctives locales (ex : recharge granulométrique) jusqu'à des interventions qui visent plus la restauration des processus hydromorphologiques (ex effacement de seuils).

Cependant, dans les années les plus récentes, l'importance d'adopter des approches plus holistiques est apparue. Essayer de traiter les dysfonctionnements sous jacents qui ont généré les altérations, le plus souvent à l'échelle du bassin versant dans son ensemble, devient primordial par rapport aux traitements de symptômes locaux (interventions locales d'amélioration des habitats) (Roni & Beechie 2012 ; Palmer et al 2014). De fait, la restauration écologique des cours d'eau nécessite la collaboration de plusieurs disciplines (hydrologie, géomorphologie, écologie, économie, sociologie) avec des objectifs émergents de multifonctionnalité des milieux (par exemple concilier préservation de la biodiversité et lutte contre les inondations) (Friberg et al 2016).

### **2.1.3. Est-ce que la restauration est nécessaire ?**

Avant toute opération de restauration, un diagnostic à la fois objectif et complet du milieu est indispensable. La restauration n'est utile que si le diagnostic indique des altérations du fonctionnement hydromorphologique et écologique, et s'il est possible de remédier à ces dysfonctionnements. Un état des lieux préalable doit donc comporter des éléments sur la nature des altérations subies mais aussi sur leur emprise spatiale et temporelle. Les retours d'expérience des opérations de restauration nous apprennent qu'une des causes d'échec éventuel est la mauvaise identification des origines d'altération (Roni & Beechie 2012).

D'un point de vue réglementaire, selon la DCE (2000), les éléments de qualité hydromorphologique comprennent :

- Le régime hydrologique (nature et dynamiques des débits et connexion avec les nappes)
- La morphologie du cours d'eau (habitats physiques, géométrie du chenal, substrats, zone riparienne)
- La continuité (circulation longitudinale et latérale des matériaux, sédiments et espèces)

Pour être complet, un diagnostic relatif aux altérations hydromorphologiques devrait donc aborder ces différents aspects, d'autant qu'ils concernent plusieurs échelles spatiales (fig 1 de Belletti et al

2014).

Il faut également faire un état des lieux pour déterminer le degré d'altération éventuel des compartiments autres que l'hydromorphologie (qualité de l'eau et hydrobiologie).

Un document de cadrage du Suivi scientifique minimal propose une grille de détermination des pressions qui s'exercent sur un cours d'eau et des altérations hydromorphologiques qui en résultent. Il en découle une identification du compartiment altéré (Tableau 1) (Navarro et al 2012).

Tableau 1 : Paramètres à suivre en fonction des altérations (adapté de Navarro *et al.*, 2012).

Pressions	Altérations hydromorphologiques	Altérations morpho-écologiques	Paramètres à suivre	Compartiment altéré
barrages hydroélectriques ou d'irrigation	modification des caractéristiques hydrodynamiques (crues et/ou étiages)	modification des paramètres d'habitats	quantité et dynamique du débit liquide	hydrologie
recalibrage, rectification, seuils, extractions	homogénéisation des faciès	homogénéisation des habitats aquatiques	variation de la largeur et de la profondeur, faciès d'écoulement	lit mineur
recalibrage	élargissement du lit mineur	profondeurs limitantes en étiage	variation de la largeur et de la profondeur	
recalibrage, rescindement, endiguement étroit	incision du lit mineur	vitesse limitantes en crue	variation de la largeur et de la profondeur	
recalibrage, amont seuil	surcharge en MES et/ou ralentissement de l'écoulement favorisant le dépôt des fines	colmatage des substrats grossiers	structure et substrat du lit, colmatage de surface, colmatage profond	substrat alluvial
protection berges, modif. régime des crues	blocage des processus d'érosion latérale	perte de capacité de recharge alluviale grossière et perte des processus de rajeunissement des milieux	structure et substrat du lit, linéaire de berge stabilisé, taux d'érosion	
seuil, barrage, extractions, modif. régime des crues	perturbation fourniture et /ou transit de la charge de fond	perte de charge alluviale grossière et des habitats associés	transport des sédiments, granulométrie	
protection berges	modif structure berge	appauvrissement de la qualité écologique des rives (disparition de l'écotone de rive)	structure de la rive, linéaire de berge stabilisé	rives
suppression ripisylve + tous travaux se traduisant par une incision du lit mineur	disparition ripisylve	perte des habitats aquatiques liés à la ripisylve (racines)	structure de la rive, linéaire et épaisseur de la ripisylve	
recalibrage, rescindement, endiguement, extractions	incision du lit mineur	perte de fréquence et de durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques	fréquence et durée de connexion et submersion	lit majeur +annexes
recalibrage, rescindement, endiguement, extractions	incision du lit mineur	modification des relations nappe rivière (le cours d'eau draine la nappe en permanence)	connexion aux masses d'eau souterraines, niveau de la nappe	nappe

déplacement	talweg perché	modification des relations nappe rivière (la nappe draine le cours d'eau en permanence : perte de capacité d'accueil)	connexion aux masses d'eau souterraines, débit du cours d'eau	
recalibrage, suppression ripisylve	élargissement du lit mineur	réchauffement de l'eau et atteinte de conditions létales pour les biocénoses	température	physico-chimie
recalibrage, suppression ripisylve	élargissement du lit mineur	réchauffement de l'eau et aggravation des effets de l'eutrophisation	oxygène	
tous les travaux se traduisant par perte de faciès et/ou de substrat alluvial	homogénéisation des faciès et/ou perte de substrat alluvial	réduction capacité auto-épuratoire		
tous les travaux se traduisant par une disparition de la ripisylve	disparition ripisylve	perte des fonctions auto-épuratoires liées à la ripisylve et réchauffement	température	

Un état des lieux préalable doit pour bien faire comporter une évaluation du contexte socio-politique et foncier local (Adam, Debiais et Malavoi 2007). Cet aspect peut largement influencer les modalités de restauration envisagées, voire amener à renoncer à toute intervention si ce contexte n'est pas favorable (voir aussi les éléments de contextualisation de la restauration). Cet aspect a également été largement évoqué par Bouni (2014) (concevoir la pertinence sociale et territoriale du projet de restauration).

C'est normalement sur la base de ce diagnostic que sont définis les objectifs de la restauration. Ils sont le résultat de la combinaison des contextes physique, écologique et sociétal (Dufour et Piégay, 2009). Le guide du RRC (2011) et les travaux réalisés dans le cadre du projet européen REFORM (Cox et al 2013) suggèrent de formaliser des objectifs « SMART » (Specific, Measurable, Achievable, Realistic and Time-bound) : spécifiques, mesurables, atteignables, réalistes et contraints dans le temps. La contrainte de temps ne signifie pas qu'un suivi doit être de courte durée mais correspond à la nécessité de fixer des échéances. Une aide pour identifier les enjeux peut être trouvée en appliquant le cadre DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impact, Response) pour définir les éléments clés du fonctionnement de l'écosystème et des pressions anthropiques qui en modifient la réponse (Song & Frostell, 2012).

Exiger des objectifs mesurables est également important pour évaluer véritablement le gain écologique des mesures de restauration. En effet, même en l'absence avérée d'efficacité écologique de ces mesures, les gestionnaires peuvent en avoir une évaluation positive, leur perception étant largement influencée par des paramètres plus subjectifs tels que la valeur esthétique ou les bénéfices pour la population (Jaehrig et al 2011). La synthèse de Morandi relative aux retours d'expérience français (Morandi et al 2014) va dans ce sens, puisque les projets dont le suivi est de faible qualité sont ceux dont les conclusions sur les effets de la restauration sont majoritairement positives.

Même en disposant d'un suivi rigoureux et quantitatif, le problème de l'évaluation du succès de la restauration est épineux. D'un point de vue statistique, détecter des changements écologiques significatifs requiert un volume de données conséquent (et donc un suivi long à la fois en pré et post restauration) (Vaudor et al 2015). Alors que l'effet constaté peut être écologiquement pertinent, il peut ne pas être significatif statistiquement (Kibler et al 2011). Il est donc suggéré de préférer au seuil de signification statistique, un seuil de signification écologique (Kibler et al 2011), ce qui revient à définir d'avance et clairement l'objectif attendu (un seuil, un stade d'évolution à atteindre) une fois les mesures de restauration mises en œuvre. De toute façon, les composantes mesurées dans le suivi sont variables et répondent en général de manière non-linéaire. L'objectif d'une restauration et le signal de son succès pourraient donc être de retrouver la gamme naturelle de variations des composantes mesurées dans le suivi, ce qui suppose tout de même de tenir

compte de l'incertitude de ces mesures (Kibler et al 2011, River restoration centre, 2011).

Pour aider à définir un objectif concret à un projet de restauration, une « image guide » peut être utilisée : la restauration du Rhône avait pour objectif de restaurer un fleuve courant (Lamouroux et al 2015). De même pour fixer des objectifs mesurables, le recours à la modélisation prédictive peut être une solution. Les changements d'habitats physiques peuvent être simulés de manière à envisager la réponse attendue des composantes biologiques de l'écosystème (Lamouroux et al 2015).

#### **2.1.4. Est-ce que la restauration est faisable ?**

La question de la faisabilité consiste ici à considérer des éléments de contextualisation pour évaluer si la restauration telle qu'envisagée est la meilleure solution. Il ne s'agit pas de prendre en compte les aspects financiers, fonciers ou réglementaires...

Un préalable indispensable est de remettre dans le contexte du bassin versant toute opération de restauration, et de mettre en œuvre en priorité à cette échelle les mesures pour préserver les zones d'habitats de bonne qualité. La hiérarchie des pressions à cette échelle conditionne l'ordre des interventions parce qu'elle permet d'identifier l'ensemble des altérations subies par le cours d'eau dans son bassin versant : 1/ amélioration de la qualité de l'eau (rejets et pollution diffuse) 2/ problèmes liés à l'hydrologie du système 3/ rétablir la connectivité qui conditionne les processus biologiques de recolonisation (quid de la présence de populations sources ?) et de dynamique sédimentaire (Roni et al, 2008 ; Palmer et al 2010). Le succès de la restauration hydromorphologique dépend de ces contraintes à l'échelle du bassin versant dans son ensemble. Une fois identifiée l'échelle à laquelle correspond l'altération constatée, il est alors possible de concevoir le schéma de restauration correspondant (Feld et al 2011).

Actuellement, il n'est pas possible de prévoir combien de temps va durer la récupération d'un milieu qui se déroule en suivant une trajectoire d'évolution plus ou moins directe. C'est cette trajectoire qu'il est important de saisir pour progresser dans la connaissance des méthodes efficaces et durables de restauration (Weber & Peter, 2011). Les temps de réponse du milieu peuvent être différés du fait des délais de récupération en raison des processus biogéochimiques (Hamilton 2012) ou des processus biologiques de recolonisation depuis des zones sources (Parkyn et al, 2011). A l'inverse, les réponses peuvent être plus immédiates et évoluer ensuite dans la durée. C'est notamment le cas pour les macroinvertébrés dont la réponse peut avoir lieu dans les trois années qui suivent les travaux de restauration (Miller et al, 2010 ; Leps et al, 2016).

La réponse dans le temps du milieu restauré dépend également de son contexte géomorphologique qui contraint ses potentialités à être restauré. Evaluer l'activité dynamique d'un cours d'eau peut permettre d'anticiper les effets de la restauration hydromorphologique et éventuellement choisir les modalités d'intervention entre restauration active et restauration passive. Trois paramètres déterminent cette activité : la puissance spécifique du cours d'eau (son énergie), les apports solides (nature et quantité) et l'érodabilité des berges (Malavoi et Bravard, 2010). Quand les valeurs de ces trois paramètres sont simultanément élevées, les cours d'eau sont actifs et potentiellement plus résilients : il peut donc être envisagé de mettre en place des mesures de restauration passive qui consistent à lever les pressions exercées, le cours d'eau générant par lui-même sa nouvelle dynamique. A l'inverse, dans le cas de cours d'eau peu actifs, la restauration va nécessiter des interventions plus lourdes puisque le cours d'eau n'est pas en mesure de changer de trajectoire d'évolution uniquement par sa dynamique naturelle, ou pas dans des délais adaptés à la gestion.

Il y a aussi de fortes chances pour que les opérations de restauration supportées par le rétablissement de la dynamique et des processus naturels d'un cours d'eau soient plus durables alors que d'autres vont nécessiter des interventions régulières de maintenance pour rester efficaces sur les moyens et longs termes. Il s'agit donc d'évaluer la persistance des mesures de restauration mises en œuvre afin de garantir leur efficacité dans la durée (Moore et al 2017).

L'ensemble de ces éléments de contextualisation va contribuer à asseoir la décision de restaurer ou pas, de s'assurer que l'intervention prévue est la meilleure option possible. Il s'agit aussi par leur examen, d'éviter d'éventuels effets secondaires délétères.

### 2.1.5. Comment évaluer le succès de la restauration ?

#### Démarche globale

L'évaluation objective de la réussite d'une restauration consiste à développer une stratégie correspondant à une démarche par étape, un processus en chaîne qui démarre dès la conception de l'opération de restauration (Feld et al 2011 ; Pander & Geist, 2013):

- phase 1 : Diagnostic et réalisation d'un état des lieux qui permet d'identifier les altérations du milieu et de fixer les objectifs de la restauration : définition du type de restauration et de son niveau d'ambition. Cet état des lieux ne fait pas office d'état initial, il peut en faire partie tout au plus (Figure 4).
- phase 2 : mise en œuvre de la restauration et du suivi (Figure 4). Selon le type de restauration, identification des caractéristiques et paramètres affectés de l'état du milieu (Habitat au sens global : hydromorphologie et qualité d'eau) et des compartiments biologiques qui va permettre de mettre en place un suivi : composition et planning (Détermination des paramètres et stations à suivre, chronologie).
- phase 3 : démarche d'évaluation de la restauration (Figure 5). Analyse des mesures des paramètres suivis et de la conformité de leur tendance d'évolution selon les objectifs initiaux et l'opération mise en œuvre.

L'ensemble de cette démarche est valable quel que soit le type de restauration. A noter que la planification du suivi fait partie intégrante de l'opération, dès sa conception.

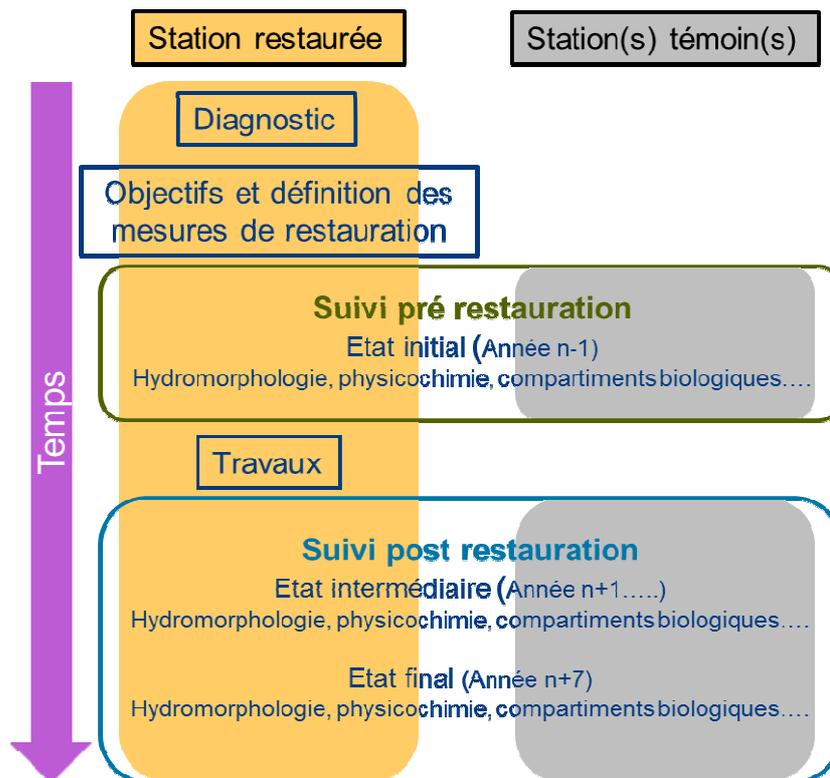


Figure 4: Démarche de mise en œuvre d'une opération de restauration et de son suivi (phases 1 et 2 de la démarche globale).

## **Un suivi adéquat**

### *Quelle stratégie de monitoring ?*

Les avantages et inconvénients de différentes stratégies de suivi sont assez bien décrits dans une revue dédiée plus particulièrement aux effets de l'effacement d'ouvrages (Kibler et al 2011). A noter que la stratégie de suivi choisie a des implications sur les conclusions qu'on pourra tirer (Kibler et al 2011). Le design le plus simple consiste à suivre la station restaurée avant et après travaux (BA pour before-after). Il ne permet de répondre qu'à la question : est-ce que la station restaurée change au cours du temps ? Il est plus aléatoire d'établir une relation de causalité entre la restauration et les effets observés. L'ajout d'une station témoin (design BACI pour Before After Control Impact, et ses variantes) permet de conclure avec plus de certitude que les changements observés sont effectivement dus aux mesures de restauration mises en œuvre : est-ce que l'opération de restauration a entraîné des changements dans cette station ?

Le guide du River Restoration Centre (« Practical river restoration appraisal guidance for monitoring options » River Restoration Centre, 2011) pour évaluer les opérations de restauration réalisées en Grande Bretagne privilégie le choix de la méthode BACI. Le choix d'une méthode de suivi suffisamment complète conditionne en effet l'évaluation des mesures de restauration. Si ce choix se fait par défaut et revient à opter pour une méthode de suivi inadaptée, en cas d'absence d'effets mesurables des opérations de restauration, il ne sera pas possible de déterminer si c'est un problème d'efficacité du monitoring ou d'efficacité ou de conception des mesures mises en œuvre (Feld et al 2011, Cowx et al 2013).

### *Quelles échelles spatiales et temporelles ?*

L'échelle spatiale du monitoring doit être adaptée aux objectifs de la restauration (Peterson et al, 2011 ; RRC, 2011). Si l'impact attendu de la restauration a une influence potentielle qui va au-delà de la zone restaurée, il faut adapter l'étendue spatiale du monitoring. Un suivi large échelle est d'autant plus pertinent que le projet est ambitieux, même si on peut admettre qu'il n'est pas systématiquement indispensable. Dans la pratique, il faut adapter le nombre de stations suivies en tenant compte des recommandations (il est important d'avoir une station témoin) et aussi des ressources mobilisées (coûts additionnels). En effet, la prise en compte de stations multiples est conseillée : une station témoin dégradée permet d'évaluer comment évolue une station restaurée par rapport à une station non traitée ; la comparaison avec une station témoin référence va donner des indications sur la qualité du changement observé après restauration (Weber & Peter, 2011).

Comme évoqué précédemment, les connaissances actuelles ne permettent pas de prévoir combien de temps va durer la récupération d'un milieu. Seul un monitoring suffisamment fréquent et de long terme peut capturer la trajectoire d'évolution d'un milieu (Feld et al 2011 ; Cowx et al 2013). La notion de long terme correspond souvent à une durée de 5 ans au moins après intervention. La pratique issue des retours d'expérience en France indique qu'au-delà de 5 ans après travaux, seulement 8 à 20 % des projets, selon les compartiments considérés, comportent encore des suivis (Morandi et al 2014). La pertinence d'un suivi plus long, jusqu'à 15 ans après travaux, est mentionnée par ailleurs selon le type d'intervention et de réponse attendue (Woolsey et al 2007). Le suivi doit bien évidemment débiter avant les travaux de restauration pour établir l'état initial, en cohérence avec le design minimal de suivi (design BA, avant/après).

### *Quels indicateurs ?*

#### Des indicateurs fonctionnels

Les outils de suivi conformes à la DCE présentent l'avantage d'être bien maîtrisés par les opérateurs de terrain pour leur mise en œuvre, et facilitent la comparaison entre différents sites, du fait des protocoles standardisés. Leur usage permet donc de garantir le recueil homogène de données quantifiées. Cependant, s'ils sont adaptés pour statuer sur l'état écologique d'un cours d'eau, ils sont potentiellement moins sensibles aux évolutions en cours que subissent les cours d'eau restaurés. Il faudrait préférer à ces indicateurs d'état, des indicateurs de progrès capables de mesurer les changements éventuellement faibles se déroulant dans les premières années qui suivent les opérations de restauration (Matthews et al 2010). De plus, l'utilisation de méthodes de bioindication peut être limitée dans les cas de milieux fortement impactés ou restaurés en raison éventuellement d'un nombre d'espèces réduit incluant des espèces ubiquistes et/ou introduites que

ces méthodes prennent peu en compte (Pander & Geist, 2013).

Pour accéder aux processus à l'œuvre dans le cas de restauration, il vaudrait mieux privilégier l'usage d'indicateurs fonctionnels (Feld et al, 2011 ; Weber & Peter, 2011, Pander & Geist 2013).

Il est donc recommandé de collecter les données selon les protocoles DCE standardisés mais d'adopter des méthodes d'analyse alternatives qui permettent d'obtenir des métriques plus fonctionnelles (passer de la composition et structure d'une communauté à des métriques plus fonctionnelles), avec une réponse spécifique aux mesures de restauration mises en œuvre. De telles démarches ont d'ailleurs déjà été initiées, relatives aux peuplements de poissons et d'invertébrés, dans le cadre de suivi de restauration (Dolédec et al 2015) ou plus largement pour diagnostiquer l'origine des altérations des cours d'eau (Mondy & Usseglio-Polatera 2013). Elles nécessitent toutefois de disposer des données brutes issues des échantillonnages sur le terrain.

### Une batterie d'indicateurs

La variabilité des réponses des compartiments biologiques aux mesures de restauration hydromorphologique est régulièrement notée: selon le cas, les peuplements de poissons, d'invertébrés ou de macrophytes répondent différemment aux interventions sur les habitats physiques (Kail et al 2015). Les peuplements de macroinvertébrés qui sont souvent majoritairement suivis sont ceux qui semble-t-il répondent le moins bien aux interventions, comparé à d'autres compartiments biologiques (poissons, macrophytes) (Matthews et al 2010). Une revue récente confirme ce constat, et indique que les effets de restaurations hydromorphologiques sont plus sensibles pour les macrophytes, suivis des poissons et des invertébrés en dernier (Kail et al, 2015). Cette étude souligne cependant que la réponse des invertébrés peut être sensible dans le cas d'intervention sur l'habitat local. Pour d'autres auteurs, cette absence apparente de réponse des invertébrés serait plutôt attribuable à l'absence de source de colonisation dans un rayon de 5 km des secteurs restaurés, et donc liée plutôt à un problème de connectivité à l'échelle du bassin versant (Sundermann et al 2011). Les contraintes liées aux processus de dispersion et de recolonisation des espèces dans le contexte de la restauration sont souvent négligées alors même qu'elles sont déterminantes, au même titre que les contraintes physiques pour le succès de la restauration (Parkyn & Smith, 2011).

Par ailleurs un même indicateur peut avoir une réponse variable dans le temps, laissant supposer soit que l'effet de la restauration n'est pas durable, soit que la réponse d'un indicateur n'est appropriée qu'à un certain stade du processus de récupération du milieu (Weber & Peter, 2011).

A côté de ces indicateurs biologiques, il est bien entendu nécessaire de mettre en œuvre des mesures de l'évolution des caractéristiques physiques du cours d'eau : l'hydromorphologie, concernée en premier lieu, mais aussi des mesures associées selon le type d'intervention envisagée. La qualité de l'eau, en particulier la température, peut être affectée par la restauration, mais aussi l'intensité des échanges nappe-rivière, nécessitant un suivi piézométrique (Encart Indicateurs du SSM par type de restauration, Tableau 2).

C'est en multipliant les indicateurs de manière pertinente que la réussite de la restauration peut être mise en évidence. Dans une comparaison d'une vingtaine de projets de restauration en Europe, il est apparu que les compartiments suivis répondant le mieux à la restauration étaient d'abord les coléoptères terrestres, puis les poissons et la ripisylve ; les macrophytes et macroinvertébrés arrivant en dernier (Hering et al 2015).

Tableau 2 : Inventaire des indicateurs proposés selon le type de restauration dans le guide du SSM

Catégorie d'indicateur	Echelle spatiale	Indicateur	Type de restauration						
			Reméandrage	Suppression d'ouvrage en travers	Contournement de plan d'eau	Remise dans le talweg	Reconstitution du matériel alluvial	Suppression des contraintes latérales	Modification de la géométrie du lit
<b>Hydromorphologie</b>	Station	Carhyce	X	X	X	X	X	X	X
	Tronçon	Faciès	X	X	X	X	X	X	X
		Profil en long	X	X	X	X	X	X	X
<b>Biologie</b>	Station	Poissons	X	X	X	X	X	X	X
		Macroinvertébrés	X	X	X	X	X	X	X
		Diatomées	O	O	O	O	O	O	O
		Macrophytes	O	O	O	O	O	O	O
		Oligochètes		O			O		
		Autres taxons terrestres: amphibiens, etc.		O		O		O	O
<b>Physicochimie</b>	Station	Paramètres in situ	X	X	X	X	X	X	X
		Paramètres classiques	X	X	X	X	X	X	X
		Paramètres eutrophisation	O	O	O	O	O	O	O
		Paramètres Charge organique	O	O	O	O	O	O	O
		Paramètres ions majeurs	O	O	O	O	O	O	O
<b>Température</b>	Station	Température de l'eau	X	X	X	X	X	X	X
<b>Hydrologie</b>	Linéaire restauré	Débit	X	X	X	X	X	X	X
		Niveau de la nappe	O	O	X	X	X	O	O

X: suivi recommandé; O: suivi facultatif

## Démarche d'évaluation de la restauration

### Principes

Il s'agit de confronter les observations et mesures réalisées dans le cadre du suivi avant et après restauration, mais aussi entre stations. Selon le type d'opération de restauration, les tendances d'évolution des paramètres sélectionnés dans le suivi varient.

La comparaison avant/après restauration sur les données de la station restaurée va permettre de caractériser l'évolution temporelle de cette station, en réponse potentiellement aux changements imputables à l'intervention de restauration mais aussi aux variations simultanées du milieu soumis aux aléas naturels. Pour savoir si l'évolution temporelle observée est conforme par rapport aux objectifs initiaux de la restauration, il faut confronter les résultats observés après restauration aux résultats attendus découlant des objectifs de la restauration.

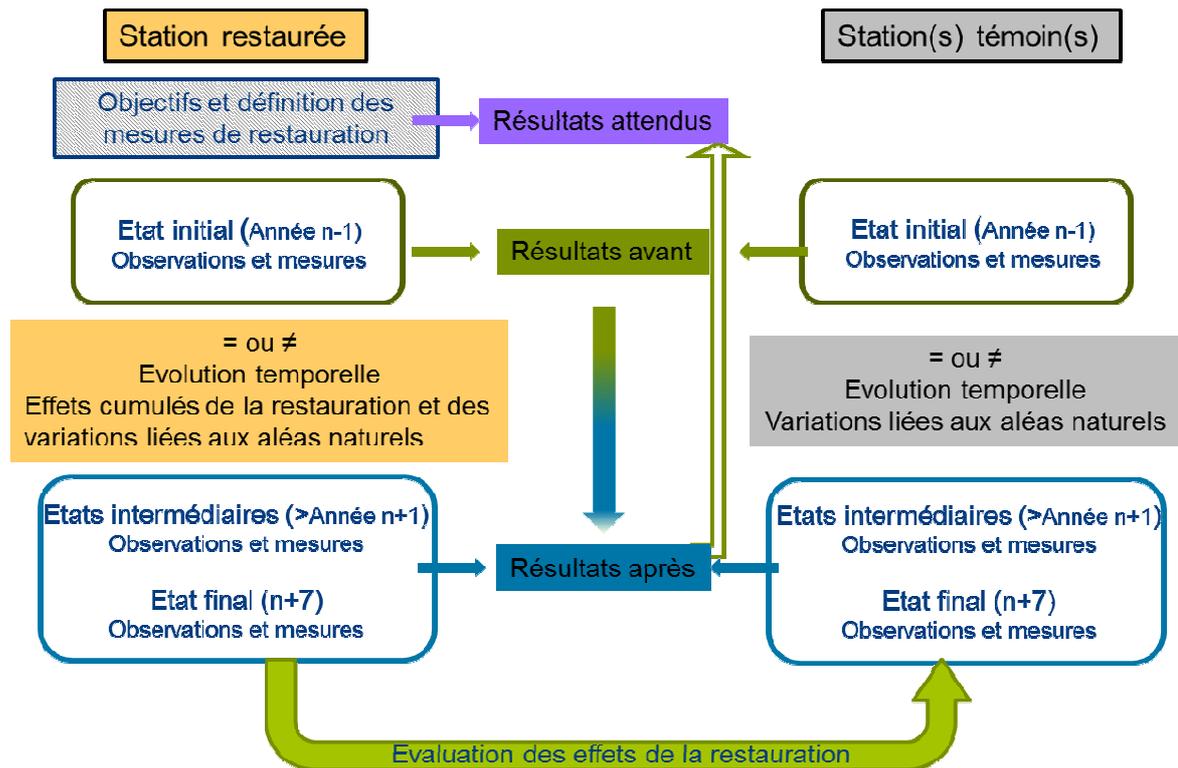


Figure 5 : Démarche d'évaluation des effets de la restauration dans un cadre spatiotemporel

La ou les station(s) témoin(s) étant suivie(s) de manière analogue à la station restaurée, il est également possible de caractériser leur évolution temporelle. Cette évolution constitue « la ligne de base » qui va permettre de conclure significativement à l'efficacité de l'opération de restauration. En l'absence d'interventions sur ces stations, aucun changement ne devrait être noté, excepté celui découlant de la dynamique « naturelle » du milieu. Par comparaison de l'évolution entre station restaurée et station témoin, on évalue donc véritablement la part de changement de la station restaurée imputable à l'opération de restauration. Cette comparaison est également indicatrice du stade d'évolution de la station restaurée : est ce que son état s'écarte significativement de celui d'une station témoin altérée ? est ce qu'il est proche d'une station témoin non altérée ?

Dans le cadre de cette démarche d'évaluation, en cas d'absence apparente de réponse des compartiments suivis au vu des premiers résultats, il convient de revenir en premier lieu sur certaines étapes du déroulement de la restauration (Figure 5). Trois paramètres à vérifier sont internes à l'opération de restauration : 1/ la conformité des travaux de restauration par rapport aux préconisations de l'avant-projet pour leur réalisation (ex : localisation de dispositifs, dimensionnement, etc), 2/ l'adéquation du suivi au projet de restauration (est ce qu'il ne manque pas des paramètres ?) et 3/ la qualité du diagnostic des altérations (était-il bien posé ?). Enfin, 4/ des causes extérieures relatives à la contextualisation de la restauration peuvent expliquer l'échec constaté.

### Méthodes d'évaluation

Il n'y a pas de méthode d'évaluation unique des effets de la restauration. Selon le contexte, trois types d'évaluation sont réalisées :

- Une approche basée sur l'utilisation de modèles prédictifs (Lamouroux et al, 2015). Les données recueillies lors du diagnostic et de l'état initial sur la station restaurée sont utilisées en entrée de modèles pour prédire les effets d'opérations de restauration en modélisant les changements opérés. Cette approche requiert d'avoir de nombreuses données avant restauration ainsi qu'un suivi cohérent pour recueillir les données nécessaires à l'implémentation des modèles. La modélisation prédictive fournit des simulations des évolutions attendues et l'évaluation consiste à examiner si les résultats après restauration sont conformes à ces simulations

- Des cadres d'analyses adaptés et spécifiques au type de restauration. Cette approche correspond à celle utilisée dans le guide du SSM. Sur la base des connaissances déjà acquises, il est possible de définir les tendances d'évolution des différents compartiments d'un cours d'eau suite à une opération de restauration ciblée. En fonction des objectifs de cette restauration, des résultats sont attendus en termes de tendances d'évolution de paramètres inclus dans le suivi. La cohérence entre ces résultats attendus et les résultats observés permet l'évaluation de l'efficacité de l'opération de restauration. Deux éléments sont à prendre en compte : le sens de l'évolution (est ce que les paramètres sélectionnés ont évolué dans la direction attendue ?) et son amplitude (est ce que ces paramètres ont évolué de manière significative ?). Il est donc recommandé d'utiliser des méthodes statistiques d'analyse des données de suivi pour réaliser cette évaluation.
- L'approche par expertise. Sur la base des données de suivi, des experts peuvent se prononcer sur l'état du cours d'eau après restauration pour évaluer si elle a contribué à son amélioration.

## **Conclusion**

Le problème de l'évaluation du succès de la restauration est épineux même en disposant d'un suivi rigoureux et quantitatif. D'un point de vue statistique, détecter des changements écologiques significatifs requiert un volume de données conséquent (et donc un suivi long à la fois en pré et post restauration) (Vaudor et al 2015). Alors que l'effet constaté peut être écologiquement pertinent, il peut ne pas être significatif statistiquement (Kibler et al 2011). Il est donc suggéré de préférer au seuil de signification statistique, un seuil de signification écologique (Kibler et al 2011), ce qui revient à définir d'avance et clairement l'objectif attendu (un seuil, un stade d'évolution à atteindre) une fois les mesures de restauration mises en œuvre. De toute façon, les composantes mesurées dans le suivi sont variables et répondent en général de manière non-linéaire. L'objectif d'une restauration et le signal de son succès pourraient donc être de retrouver la gamme naturelle de variations des composantes mesurées dans le suivi, ce qui suppose tout de même de tenir compte de l'incertitude de ces mesures (Kibler et al 2011, River restoration centre, 2011).

Il faut également être vigilants aux prérequis qui conditionnent le succès de la restauration (facteurs limitants à l'échelle du bassin versant). Ces contraintes identifiées permettent d'associer à un projet de restauration, selon ses objectifs, une probabilité de réussite et une échelle probable de temps de récupération, indications qui peuvent se révéler importantes lors de la phase d'évaluation de la restauration.

Il faut rester conscient que les mesures locales de restauration (par exemple diversification des habitats dans le lit mineur) peuvent contribuer à la conservation de la biodiversité aquatique, mais qu'une réponse à long-terme ne peut être atteinte sans réaliser d'interventions visant à réinstaurer les dynamiques basées sur les processus à l'échelle du bassin versant (dynamiques hydrologiques et sédimentaires naturelles) (Mueller et al, 2014 ; Friberg et al, 2016).

Il est vraisemblable aussi que même si l'évaluation de la restauration indique un succès apparent, et qu'une amélioration de l'état écologique est notable, ce n'est pas pour autant que le retour à des conditions non altérées est acquis.

## **2.2. Cadre d'interprétation et d'analyses pour des cas d'études particuliers**

La démarche globale précédemment exposée vaut aussi pour ces cas d'études : l'opération de restauration doit résulter d'un diagnostic portant à la fois sur l'état hydromorphologique et écologique du milieu indiquant des altérations de ces compartiments. C'est normalement sur la base de ce diagnostic que sont définis à la fois les objectifs de la restauration, et les mesures de suivi à préconiser pour en évaluer leur atteinte.

Les résultats d'un suivi de restauration sont interprétables à condition de connaître les objectifs attendus initialement. En l'absence de diagnostic et d'objectifs clairs, l'interprétation d'un suivi se réduira à un constat des changements éventuels probablement issus d'interventions sur un cours d'eau, sans établir de lien de causalité. Il sera difficile de savoir si ces changements constatés vont

dans le bon sens, c'est-à-dire vers une voie d'amélioration de l'état du cours d'eau. Le cadre d'interprétation de restauration correspond à une démarche par étape:

- Diagnostic et réalisation d'un état des lieux qui permet d'identifier les altérations du milieu et de fixer les objectifs de la restauration : définition du type de restauration et de son niveau d'ambition. Cet état des lieux ne fait pas office d'état initial, il peut en faire partie tout au plus.
- Selon le type de restauration, identification des caractéristiques et paramètres affectés de l'état du milieu (Habitat au sens global : hydromorphologie et qualité d'eau) et des compartiments biologiques. Détermination des paramètres et stations à suivre (composition du suivi) ainsi que du planning.
- Analyse des mesures des paramètres suivis issues du SSM (compartiment hydromorphologique et biologique), et de la conformité de leur tendance d'évolution selon les altérations constatées et l'opération mise en œuvre (conformité aux objectifs de la restauration)

L'idée pour les cadres d'analyse par type de restauration est de mettre en avant les impacts positifs et attendus, qui correspondent normalement aux objectifs initiaux. Il faut également renseigner quels sont les paramètres du suivi à examiner. Pour autant, il ne faut pas passer sous silence les effets négatifs collatéraux qui ne sont pas forcément négligeables pour certains types de restauration. Par exemple, dans les cas d'effacement de barrages, des effets négatifs peuvent être observés au moins dans un premier temps (colmatage aval, érosion régressive...), précédant éventuellement les effets positifs de cette restauration. Pour résoudre cette situation paradoxale sans ambiguïté, les effets positifs (attendus) et négatifs seront consignés séparément dans deux tableaux différents.

L'approche par type de restauration est limitée dans le cas, finalement assez fréquent semble-t-il dans la pratique, où plusieurs types d'intervention vont être réalisées simultanément (ex : effacement de barrages et remise dans le thalweg). Cependant, il y a la plupart du temps une intervention principale identifiée, qui s'accompagne de mesures additionnelles.

Les informations mentionnées dans les tableaux de synthèse par type de restauration correspondent aux éléments recueillis dans la bibliographie, issus par conséquent de retours d'expériences. Un « tri » a donc déjà été opéré pour la sélection des indicateurs à suivre, puisque ne figurent pas dans les tableaux des métriques qui n'ont jamais répondu significativement aux mesures de restauration même si théoriquement on pouvait en attendre une réponse. Il en est de même pour les métriques qui ont des réponses équivoques sans tendances d'évolution tranchée : elles ont été mises de côté puisqu'elles ne permettent pas de conclure sur l'effet de la restauration.

Beaucoup de ces retours d'expériences sont issus du travail réalisé dans le cadre du projet européen REFORM (Restoring rivers for effective catchment management ; 2011-2015). Les retombées positives de ce projet sont que de nombreuses analyses et mesures ont été réalisées pour rechercher les facteurs influençant l'efficacité des mesures de restauration, sur de nombreux compartiments ainsi que les facteurs confondants potentiels (l'influence du temps, l'échelle spatiale de la restauration, etc.). Cependant, ce projet a quelques limites qu'il faut connaître pour en relativiser les résultats. En premier lieu, le jeu de données analysé est relativement réduit par rapport au nombre de facteurs testés : une vingtaine de cas qui varient en taille (restauration locale ou large), avec cinq types différents de restauration dominante (élargissement, reméandrage, modifications du lit mineur, restauration de débit, reconnexion), des restaurations plus ou moins anciennes, et deux grands types de cours d'eau (montagneux vs plaine). Par ailleurs, les restaurations étudiées n'ont jamais été réellement suivies dans le temps, les données pré-restauration n'étant pas disponibles. La démarche adoptée a été de substituer l'espace au temps, et de comparer simultanément l'état d'une station restaurée à celui d'une station proche non restaurée. Les tendances observées sont issues de cette comparaison. De toute façon, les « vrais » suivis temporels de restauration (design BA, avant/après) sont exceptionnels, ce qui en rend d'autant plus important la réalisation.

Une autre limite de cette approche est de ne pas disposer de données pour des compartiments qui ne sont jamais suivis. Notamment, la physico-chimie n'est quasiment jamais prise en compte dans des opérations de restauration hydromorphologique, excepté pour les effacements d'ouvrages en travers. A l'inverse on peut disposer de données non exploitables dans le cadre du SSM car issues de dispositifs expérimentaux de mesures trop singuliers (ex : dosage de l'oxygène dissous dans les eaux interstitielles pour suivre l'effet de recharges sédimentaires ; suivi des coléoptères terrestres ou autres taxons terrestres pour les opérations d'élargissement du chenal).

Enfin, ces cadres d'analyses synthétiques par type de restauration résultent d'un compromis nécessaire entre exhaustivité des informations et niveau de synthèse requis. Pour chaque type de restauration, les processus hydromorphologiques majeurs sont indiqués avec l'évolution des caractéristiques correspondantes. S'il s'avère qu'un niveau de précision plus important soit requis, ce sera au détriment de la simplicité d'approche.

### **2.2.1. Cadre d'interprétation dans le cas d'effacement d'ouvrages en travers**

Ce type de restauration est assez particulier pour deux raisons : d'une part, il constitue en lui-même une perturbation du milieu à court terme. L'effacement d'un ouvrage en travers entraîne la suppression d'une zone de retenue et la « recréation » d'un cours d'eau (qui se fait de façon plus ou moins spontanée par restauration passive une fois enlevé le barrage ou par restauration active en intervenant sur la gestion des sédiments et des formes du chenal). Ce changement de paysage s'accompagne donc d'une modification locale du fonctionnement écologique : transition entre un écosystème « milieu humide » et un écosystème « eaux courantes ». Cette transition est plus ou moins abrupte selon l'origine de l'usage du barrage (bief de moulin vs retenue de stockage par exemple). D'autre part, ce type de restauration a des impacts différenciés spatialement selon qu'on observe la partie amont ou aval de l'ouvrage effacé, qui doivent être pris en compte. Il peut cependant être difficile de réaliser la phase état initial du suivi pour la partie amont dans le cas où la zone de retenue est importante. En effet, les méthodes pour étudier les plans d'eau et les cours d'eau ne sont pas les mêmes, ce qui peut compliquer la comparaison avant-après restauration pour évaluer les tendances d'évolution des paramètres du suivi.

L'objectif global retenu justifiant l'effacement d'un ouvrage en travers est de rétablir la continuité écologique, le transit sédimentaire et potentiellement la restauration locale des habitats enoyés. Selon le niveau d'ambition de cette restauration (par exemple effacement partiel ou total), l'objectif sera plus ou moins pleinement atteint. Il faut en tenir compte dans la définition des résultats attendus. Les informations mentionnées dans les tableaux de synthèse (Tableau 3 ;Tableau 4) sont issues notamment des travaux de Feld et al (2011) et Melun (2012).

Tableau 3 : Synthèse des effets positifs attendus lors de l'effacement de seuils ou petits barrages concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques en amont et en aval.

Objectif: Restaurer la continuité écologique et le transit sédimentaire				Effets positifs attendus	
Mesure mise en œuvre: Effacement de seuils ou petits barrages (<5m)					
Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)				Réponse des compartiments biologiques	
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique (métrique) affectée	Bioindicateur
<b>Secteur amont</b>					
Substrat	Granulométrie, habitats	Erosion des sédiments fins, diminution du colmatage, diversification du substrat du lit	Carhyce: augmentation du D50, augmentation du ratio D84/D16, augmentation de la hauteur oxygénée des batonnets; présence de substrats additionnels ou habitats marginaux	<b>Richesse spécifique</b> Variable et résulte de l'équilibre espèces disparues/espèces apparues (cf Composition) en réponse aux changements de l'état du milieu	
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur, pente	Rétrécissement du chenal plus étroit et moins profond; rétablissement (augmentation) de la pente naturelle	Carhyce: diminution hauteur d'eau moyenne et largeur moyenne; rapport largeur profondeur; pente ligne d'eau	<b>Composition</b> Occurrence des espèces auparavant bloquées, notamment migrateurs Diminution des espèces lénitophiles au profit des espèces rhéophiles;	Poissons, macroinvertébrés et macrophytes
Physico-chimie	Température, oxygène	Diminution de la température; augmentation de l'oxygène dissous	PC: sonde thermique autonome en continu; mesures ponctuelles de l'oxygène dissous	<b>Score d'indice</b> Normalement, dans tous les cas, amélioration puisque retour à la conformité (modèle théorique)	
Habitats physiques	Facies, Vitesse de courant	augmentation des facies courants, augmentation de la vitesse d'écoulement	Carhyce: Nombre de facies; caractéristiques des profils en travers	<b>Score d'indice</b> amélioré suite aux modifications des conditions d'eutrophisation et à l'augmentation de la taille des sédiments	Diatomées
<b>Secteur Aval</b>					
Substrat	Granulométrie, habitats	Reprise du transport sédimentaire mais risque de colmatage à court terme	Carhyce: diminution du ratio D84/D16, diminution de la hauteur oxygénée des batonnets;		
Géométrie du chenal	Profondeur	Baisse de la variabilité de profondeur (comblement; disparition de fosse de dissipation)	Carhyce: diminution hauteur d'eau moyenne	Effets globaux liés à la suppression de la zone de retenue <b>Composition</b> Disparition des espèces atypiques provenant par accident de la zone de retenue Apparition d'espèces auparavant bloquées dans la zone de retenue (végétaux)	Poissons, macroinvertébrés et macrophytes
Physico-chimie	Température, oxygène	Diminution de la température; augmentation de l'oxygène dissous	PC: sonde thermique autonome en continu; mesures ponctuelles de l'oxygène dissous	<b>Score d'indice</b> Normalement, dans tous les cas, amélioration puisque retour à la conformité (modèle théorique)	
Piezométrie	Reconnexion du chenal avec la nappe		Réseau de piezomètres		

Références: Feld et al (2011); Melun (2012)

Tableau 4 : Synthèse des effets négatifs de l'effacement de seuils ou petits barrages concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques en amont et en aval.

**Objectif: Restaurer la continuité écologique et le transit sédimentaire**  
**Mesure mise en œuvre: Effacement de seuils ou petits barrages (<5m)** Effets négatifs

Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)				Réponse des compartiments biologiques	
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique (métrique) affectée	Bioindicateur
<b>Secteur amont</b>					
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur, pente	Erosion régressive et déstabilisation des berges Abaissement de la ligne d'eau donc vulnérabilité en période d'étiage	Carhyce: rupture de pente dans le profil en long; et le profil de berge Diminution de la hauteur d'eau	<b>Richesse spécifique</b> Variable et résulte de l'équilibre espèces disparues/espèces apparues (cf Composition) en réponse aux changements de l'état du milieu	Poissons, macroinvertébrés et macrophytes
Piezométrie		Abaissement du niveau de la nappe	Réseau de piezomètres	Dépérissement de la végétation riparienne suite à l'abaissement de la ligne d'eau	Ripisylve
<b>Secteur Aval</b>					
Substrat	Granulométrie, habitats	Risque de colmatage à court terme et augmentation de la turbidité	Carhyce: diminution du ratio D84/D16, diminution de la hauteur oxygénée des batonnets	<b>Score d'indice</b> Eventuellement dégradation à court terme, en réponse à l'altération des conditions, augmentation "temporaire" du colmatage et de la turbidité	Poissons, macroinvertébrés et macrophytes
Physico-chimie	Nutriments	Augmentation de la teneur en nutriments dans l'eau	Mesures de paramètres physico-chimiques sur échantillons d'eau	<b>Score d'indice dégradé</b> suite aux modifications des conditions d'eutrophisation (abattement des nutriments dans l'ancienne zone de retenue)	Diatomées

Références: Feld et al (2011); Melun (2012)

### ***Effets positifs attendus suite à l'effacement de seuils et petits barrages pour restaurer la continuité***

Selon le contexte, la réponse attendue du milieu à l'effacement de l'ouvrage peut être rapide. Dans tous les cas, des changements immédiats sont notés relatifs à la température (la température doit diminuer suite à l'élimination de la zone de retenue qui permettait le réchauffement de l'eau), et aux faciès d'écoulement (rétablissement du courant). Concernant le compartiment biologique, si le barrage est connu pour représenter un obstacle infranchissable pour les poissons, son effacement va entraîner rapidement la recolonisation des espèces vers l'amont (sous réserve qu'elles n'aient pas été trop affectées par les effets négatifs immédiats : dégradation de la qualité physicochimique de l'eau liée à l'augmentation des MES, et qu'il y ait possibilité de colonisation depuis l'aval). Les autres compartiments biologiques mettront sans doute plus de temps à réagir : les macroinvertébrés par exemple vont être sensibles à la modification du substrat qui va se dérouler dans la durée, selon la vitesse à laquelle les sédiments fins pourront être évacués.

Il est notable que l'essentiel des effets attendus pour les compartiments biologiques doit être constaté sur les secteurs amont, parce qu'on ne considère ici que les petits barrages n'ayant pas d'effets négatifs majeurs vers l'aval, mais générant surtout la fragmentation du réseau hydrographique. En revanche, les effets sur le transit sédimentaire sont sensibles à l'aval. Ce constat est également conforme aux objectifs affichés de restauration de la continuité écologique et hydrosédimentaire. Evidemment, c'est un raccourci qui permet de simplifier l'approche, mais qui correspond aussi aux conditions de la plupart des opérations de restauration par effacement d'ouvrages. Ce raccourci limite le champ d'application de cette grille de lecture aux ouvrages de petite taille (hauteur <5 m) qui n'entraînent pas d'altérations majeures du régime hydrologique (par exemple, exclusion des barrages de stockage qui entraînent des assèchs à l'aval ou des barrages hydroélectriques avec gestion des débits par éclusée) et du régime thermique (peu de stratification thermique dans des retenues de petite taille). Il ne faut cependant pas négliger le fait que plusieurs petits barrages implantés sur un réseau hydrographique peuvent finalement avoir des impacts cumulés significatifs sur le fonctionnement écologique, en lien avec la présence répétée de zones de retenue. Ces circonstances doivent être analysées au stade initial du projet, selon le contexte du bassin versant. Finalement, la réponse attendue des compartiments biologiques à l'aval d'un petit barrage effacé se limite à l'éventuelle disparition des espèces typiques d'eaux closes qui s'échappaient de la zone de retenue (notamment pour les poissons) et à l'apparition d'espèces végétales notamment, dont la dispersion se fait par hydrochorie, de l'amont vers l'aval. La restauration du transit sédimentaire doit également avoir des effets notables sur la diversité des substrats en amont comme en aval de l'ouvrage en travers effacé et limiter les processus d'incision par restauration des ajustements longitudinaux et latéraux du chenal.

### ***Effets négatifs suite à l'effacement de seuils et petits barrages pour restaurer la continuité***

Comme mentionné précédemment, dans le cas d'effacement d'ouvrages, il est fort probable de constater en premier lieu les effets négatifs compte tenu de la perturbation générée dans le cours d'eau. Une partie de ces effets négatifs peut toutefois être atténuée par les modalités de mise en œuvre de la restauration. Il est possible de constater des phénomènes d'érosion régressive en amont du barrage effacé ainsi que du colmatage dans la partie aval après effacement. Un effet négatif important est lié à l'abaissement du niveau d'eau et de la nappe suite à la suppression de la zone de retenue dans le secteur amont, qui peut mener au dépérissement de la ripisylve et à la déconnexion et/ou dessèchement de zones humides d'intérêt. La suppression d'un obstacle, en restaurant la libre circulation des espèces, peut aussi favoriser malencontreusement la dispersion d'espèces invasives, auparavant bloquées en aval du barrage (exemple des espèces d'écrevisses autochtones dont les populations ont été préservées de l'installation des espèces invasives par la présence de barrages). Ces effets doivent être si possible anticipés avant la mise en œuvre du projet : dans ces cas particuliers, il est possible que les bénéfices écologiques retirés grâce à l'effacement du barrage soient inférieurs à ceux obtenus par son maintien.

Enfin, dans le cas de cours d'eau soumis à des apports en nutriments (agricoles ou urbains), la zone de retenue en amont de barrages, selon sa taille, peut créer un secteur favorable à l'abattement de la concentration en nutriments et contribuer à l'amélioration de la qualité physico-chimique du cours aval. Sa suppression peut donc se manifester éventuellement en première instance par une dégradation de la physico-chimie dont peut témoigner l'indice diatomique, particulièrement sensible à la physicochimie. Néanmoins, la restauration des fonctionnalités hydromorphologiques du cours d'eau devrait à terme compenser cet effet négatif. Il est bon de rappeler à ce stade que si la qualité de l'eau est médiocre, l'intervention sur le compartiment hydromorphologique n'est pas forcément prioritaire, sauf si d'autres objectifs que l'amélioration de l'état écologique sont considérés. Dans de telles conditions limitantes, il est possible que les effets de la restauration hydromorphologique soient masqués.

### **2.2.2. Cadre d'interprétation dans le cas de modification du lit mineur**

Sous cette dénomination de modification du lit mineur, sont abordés trois types d'interventions :

- Le reméandrage (Tableau 5)
- La suppression des contraintes latérales (Tableau 6)
- La modification de la géométrie du lit mineur (Tableau 7)

Globalement, ces interventions ont pour objectif de restaurer l'état hydromorphologique et l'hétérogénéité des faciès et des habitats pour favoriser la biodiversité aquatique, mais aussi de restaurer les échanges entre le cours d'eau, la nappe alluviale et les milieux annexes. Même si chacune correspond à un objectif particulier, dans la pratique ces interventions sont souvent combinées. Dans la littérature européenne sur les effets du reméandrage par exemple, il est souvent mentionné des mesures complémentaires, telles que suppression des stabilisations de berges, modification des profils de berges, apport de structures d'habitats (bois morts, blocs), plantation de ripisylves voire recharge sédimentaire (Pedersen 2014). Il est donc périlleux de penser pouvoir isoler les effets d'un seul type d'intervention alors que les pratiques ont tendance à les cumuler.

Contrairement à l'effacement de petits barrages, la reconfiguration du lit mineur ne peut pas vraiment avoir d'effets négatifs : au pire, ce type de restauration s'avère inefficace et l'intervention est donc neutre. Cependant, ces différentes interventions sont susceptibles de ne pas restaurer tout à fait de la même manière l'hydromorphologie des cours d'eau. La suppression des contraintes latérales qui entraîne l'élargissement du chenal est supposée avoir plus d'effets que les autres interventions car la dynamique du chenal va pouvoir se réinstaurer, notamment les ajustements latéraux, générant des interactions hydromorphologiques à l'interface eau/plaine alluviale (Poppe et al, 2016, Friberg et al, 2016).. Enfin, la modification de la géométrie du lit mineur entre dans la catégorie des interventions sur les habitats locaux dont l'efficacité est plus qu'aléatoire car elle s'attaque aux symptômes des altérations plutôt qu'à leurs causes (Pretty et al 2003, Palmer et al 2010.....). La littérature abonde dans ce sens avec des conclusions nuancées toutefois. En général, les interventions réalisées pour restaurer l'hétérogénéité des habitats du lit mineur se traduisent effectivement par une amélioration du compartiment hydromorphologique (plus grande diversité de formes, de faciès, de substrat...). En revanche, cette amélioration ne se traduit pas par un effet forcément significatif sur le compartiment biologique (Lepori et al, 2005), ou s'il y a un effet, il ne permet pas en tous cas de revenir à un état écologique conforme à l'état naturel (Lorenz et al 2013 ; Pedersen et al, 2014).

Les effets attendus sur le compartiment hydromorphologique mentionnés dans les tableaux, sont ceux qui sont le plus probablement observés, du moins dont la tendance d'évolution ne prête pas à confusion. Par exemple dans le cas de reméandrage, le lit mineur peut être soit élargi, soit au contraire rétréci selon les conditions attendues en situation non altérée et la conception du nouveau profil en plan. Ainsi, le paramètre « largeur » du chenal peut soit augmenter soit diminuer. En revanche la variabilité de la largeur du lit mineur doit augmenter en réponse à la création d'hétérogénéité des formes du chenal suite au reméandrage. Ainsi, pour détecter les effets de l'augmentation d'hétérogénéité des faciès et des habitats par reconfiguration du lit mineur, les mesures de variabilité des paramètres hydromorphologiques (largeur, profondeur, vitesse de courant) seront à rechercher. En effet, celles-ci répondent plus significativement que leurs valeurs moyennes.

La réponse des compartiments biologiques est variable. Dans la littérature, il y a peu d'effets significatifs sur les macroinvertébrés. Le plus souvent, leur abondance (ou densité) augmente en réponse à l'augmentation de l'hétérogénéité des habitats. Ainsi, la restauration a un effet positif sur les taxons déjà présents mais n'entraîne pas forcément l'installation de nouveaux taxons (Kail et al 2015 ; Friberg et al 2016). Le problème de l'absence de source de colonisation ou de délais d'installation a souvent été évoqué pour expliquer ce constat. Cependant, dans la littérature la plus récente, une nouvelle explication est avancée. Si ces types de restauration entraînent effectivement une amélioration de l'hydromorphologie des cours d'eau à l'échelle de secteurs ou de stations (désignés en tant que macro et mésohabitat), leur efficacité à recréer des microhabitats auxquels sont particulièrement sensibles les macroinvertébrés est questionnée (Poppe et al 2016, Verdonschot et al, 2016). Il y a peut être aussi un effet seuil : les habitats sont présents, mais pas forcément en quantité suffisante pour générer une amélioration notable des peuplements de macroinvertébrés. La présence des substrats adéquats, mais également leur abondance ainsi que leur arrangement spatial ont une influence (Verdonschot 2016). Par ailleurs, les habitats biotiques (végétaux et débris ligneux) sont également importants pour les macroinvertébrés (Demars et al 2012) et s'ils sont favorisés par les opérations de restauration, leur développement influence à son tour l'amélioration des conditions favorables aux macroinvertébrés (Lorenz et al, 2009).

Tableau 5 : Synthèse des effets attendus lors de reméandrage concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques.

**Objectif: Améliorer l'hétérogénéité des habitats et des faciès d'écoulement d'un chenal**

**Mesure mise en œuvre: reméandrage**

Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)				Réponse des compartiments biologiques	
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique affectée	Bioindicateur
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur, pente	Augmentation du nombre de mouilles Variabilité profondeur et largeur mouillées du chenal	Carhyce: Augmentation du coefficient de sinuosité Augmentation du nombre de mouilles; Diminution de la pente ligne d'eau; augmentation CV hauteur d'eau et largeur	Augmentation de richesse spécifique et diversité	Poissons
Substrat	Granulométrie, habitats	Augmentation de la variabilité des substrats: nombre, diversité et distribution spatiale dans la station	Carhyce: D16, D50, D84 substrats minéraux et additionnels sur les points de transects + présence d'habitats marginaux	Augmentation de l'abondance, du nombre de taxons, de la diversité (Shannon) Augmentation de l'occurrence de taxons sensibles	Macroinvertébrés
Habitats physiques	Faciès, Vitesse de courant	augmentation des faciès courants et lents, variabilité de la vitesse d'écoulement	Carhyce: Nombre de faciès sur la station caractéristiques des profils en travers	Augmentation de la richesse et de la diversité Augmentation de l'abondance et/ou de la biomasse	Macrophytes
Piezométrie	Reconnexion du chenal avec la nappe	Augmentation du niveau de la nappe	Réseau de piezomètres		

CV: coefficient de variation

Références: Lorenz et al (2009); Friberg et al (2014); Pedersen et al (2014); Eekhout et al (2015); Kail et al (2015)

Tableau 6: Synthèse des effets attendus lors de suppression des contraintes latérales concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques.

**Objectif: Rétablir la dynamique latérale du cours d'eau pour améliorer l'hétérogénéité des habitats et des facies d'écoulement d'un chenal**  
**Mesure mise en œuvre: suppression des contraintes latérales (protection de berges et/ou digues)**

Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)				Réponse des compartiments biologiques	
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique affectée	Bioindicateur
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur	Variabilité profondeur et largeur mouillées du chenal	Carhyce: augmentation CV hauteur d'eau et largeur Augmentation du coefficient de sinuosité Augmentation du nombre de mouilles	Augmentation de la richesse et de la diversité Augmentation de la richesse et de la diversité des hydrophytes sans feuilles flottantes	Macrophytes
Substrat	Granulométrie, habitats	Augmentation du nombre et de la diversité des substrats (minéraux et autres)	Carhyce: D16, D50, D84 substrats minéraux et additionnels sur les points de transects + présence d'habitats marginaux	Augmentation d'abondance Augmentation des rhéophiles/diminution des eurytopes Augmentation de richesse spécifique	Poissons
Habitats physiques	Habitats de berges	Disparition des matériaux "artificiels": blocs ou autres	Carhyce: Matériaux constitutifs des berges plus naturels habitats caractéristiques des berges	Augmentation de l'abondance Augmentation du nombre de taxons, de la diversité (Shannon)	Macroinvertébrés
Piezométrie	Reconnexion du chenal avec la plaine alluviale	Augmentation du niveau de la nappe	Réseau de piezomètres		

CV: coefficient de variation

Références: Lepori et al (2005); Jahnig et al (2013); Kail et al (2015); Ecke et al (2016); Schmutz et al (2016)

Tableau 7 : Synthèse des effets attendus lors de modification de la géométrie du lit mineur concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques

**Objectif: Améliorer l'hétérogénéité des faciès d'écoulement**  
**Mesure mise en œuvre: modification de la géométrie du lit mineur**

Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)			Réponse des compartiments biologiques		
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique affectée	Bioindicateur
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur	Augmentation du nombre de mouilles Variabilité profondeur et largeur du chenal	Carhyce: Augmentation du nombre de mouilles augmentation CV hauteur d'eau augmentation CV largeur	Augmentation de l'abondance des rhéophiles Augmentation de richesse spécifique et diversité	Poissons
Substrat	Granulométrie, habitats	Augmentation de la variabilité des substrats	Carhyce: D16, D50, D84 Habitats additionnels	Augmentation de richesse spécifique et diversité	Macroinvertébrés
Habitats physiques	Faciès, Vitesse de courant	augmentation des faciès courants et lents, augmentation de la vitesse d'écoulement	Carhyce: Nombre de faciès; caractéristiques des profils en travers		

CV: coefficient de variation

Références: Pretty et al (2003); Feld et al (2011); Kail et al (2015)

Dans une synthèse globale sur l'efficacité de la restauration (essentiellement, suppression des contraintes latérales, reméandrage et modification des habitats locaux) dans une vingtaine de sites européens issue du programme européen REFORM, Friberg et ses collaborateurs (2016) indiquent que les formations végétales de la plaine alluviale, les coléoptères terrestres et les poissons sont les compartiments biologiques qui répondent positivement à la restauration. Dans cette synthèse, il n'y a pas de réponse significative des macrophytes et macroinvertébrés. Ce constat confirme la variabilité de réponse des compartiments biologiques et plaide pour le suivi simultané de plusieurs d'entre eux pour évaluer de manière adéquate les effets de la restauration.

Pour garantir le succès de ce type d'opérations de restauration dans la durée, la prise en compte du contexte hydromorphologique local est importante : il ne s'agit pas de plaquer un modèle artificiel de cours d'eau qui ne correspondrait pas à la géologie et à la dynamique de cours d'eau local. Par exemple, la gamme de granulométrie naturelle doit être prise en compte : il est contreproductif de déverser des granulats grossiers lors de travaux de reméandrage là où les substrats sont naturellement en majorité constitués de sables (Pedersen et al, 2014). Pour le profil en plan lors d'un reméandrage, il est préférable de s'inspirer d'un tracé historique, lorsqu'il est disponible, qui correspondra à la dynamique propre au cours d'eau. Attention toutefois à réévaluer le contexte du bassin versant qui peut avoir changé (présence de retenues en amont par exemple) et rendre le modèle « historique » inadapté aux conditions hydromorphologiques actuelles (Jahnig et al 2013). Plus globalement, le schéma classique de cours d'eau méandriforme est un archétype de différentes configurations que peut prendre un chenal, une vision idéalisée du cours d'eau naturel reprise dans les projets de restauration (Lespez et al 2015) : dans l'ouest de la France, un modèle de cours d'eau naturel, à faible énergie, correspond plutôt à des chenaux multiples parcourant des zones humides boisées de fond de vallée.

### **2.2.3. Cadre d'interprétation dans le cas de reconstitution du matelas alluvial**

D'un strict point de vue hydromorphologique, la reconstitution du matelas alluvial est destinée à remédier au processus d'incision qui entraîne la disparition du substrat (Tableau 8). Avant de mettre en œuvre cette mesure, il est préférable d'examiner s'il n'est pas possible de restaurer les processus d'érosion dépôt (apports longitudinaux et latéraux) dans le cours d'eau qui permettraient de remédier durablement à un déficit sédimentaire. Il a été constaté en effet que ce type de mesures « locales » était globalement moins efficace que des mesures basées sur les processus se déroulant à l'échelle du bassin versant (Friberg et al 2016).

Dans la littérature, il semble cependant que cette mesure soit souvent utilisée pour améliorer rapidement la qualité du substrat et permettre de restaurer le milieu pour certaines espèces cibles comme les salmonidés en recréant des zones de frayères et d'alimentation.

Le problème de la longévité de cette mesure est souvent évoqué. Pulg et ses collaborateurs (2013) ont suivi pendant quatre ans des zones de recharge sédimentaire pour remédier à la quasi absence de frayères à truites dans un cours d'eau en Allemagne. Les zones traitées se sont dégradées (colmatage par accumulation de fines) : ils estiment sur la base de ce suivi que les recharges sédimentaires ne sont efficaces que pendant 6 ans.

L'efficacité de cette mesure semble par ailleurs influencée par les pratiques. Il faut tenir compte d'une part de la variabilité de la granulométrie locale et ne pas supplémenter le cours d'eau en substrat qui naturellement n'y est pas représenté du fait de la géologie locale. Kristensen et collaborateurs (2011) mettent en garde contre cette pratique dans les cours d'eau danois qui consiste à apporter des substrats grossiers dans des cours d'eau à dominante sableuse. Loin de remédier au problème, au contraire cette pratique peut définitivement altérer la dynamique naturelle des cours d'eau et nuire au développement des communautés vivantes locales inadaptées aux conditions artificialisées des substrats. D'autre part, il n'est pas aisé de déterminer la quantité de sédiments à apporter : quel volume ? quelle épaisseur ? McManamay et collaborateurs (2013) expliquent le peu d'effet observé de ce type de restauration en raison d'un volume sans doute limité de sédiments apportés ainsi qu'une faible variabilité de leur granulométrie.

Enfin, même si l'apport de sédiments peut sembler améliorer les conditions d'habitats par la modification du substrat, il est difficile de restaurer les processus à l'œuvre à l'interface eaux-sédiments qui les rendent biogènes à la fois pour les macroinvertébrés et les stades précoces de certaines espèces de poissons (Mueller et al, 2014).

Tableau 8 : Synthèse des effets attendus lors de reconstitution du matelas alluvial concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques

**Objectif: Recréer une couche de substrat alluvial/ Limiter l'incision**  
**Mesure mise en œuvre: reconstitution du matelas alluvial**

Etat du milieu (hydromorphologie et qualité d'eau)			Réponse des compartiments biologiques		
Caractéristiques et paramètres affectés		Tendances d'évolution	Protocole/mesures dans le SSM	Caractéristique affectée	Bioindicateur
Géométrie du chenal	Profondeur, largeur	Variabilité	Carhyce: Augmentation du nombre de mouilles augmentation CV hauteur d'eau augmentation CV largeur	Composition: augmentation de l'abondance des lithophiles et rhéophiles Structure en taille: augmentation du nombre de juvéniles de lithophiles Augmentation de richesse spécifique et diversité	Poissons
Substrat	Granulométrie, habitats	Augmentation de la variabilité des substrats	Carhyce: Augmentation du D50; Variabilité des substrats additionnels	Augmentation de l'abondance et densité Composition: augmentation des espèces préférant les substrats grossiers	Macroinvertébrés
Habitats physiques	Facies, Vitesse de courant	augmentation des facies de type radier	Carhyce: Nombre de facies; caractéristiques des profils en travers	Composition et richesse: altérées suite à l'apport de sédiments  Augmentation du développement du périphyton (sur granulats grossiers)	Macrophytes  Diatomées

CV: coefficient de variation

Références: Pulg et al (2013); McManamay et al (2013); Mueller et al (2014);

#### **2.2.4. Cadre d'interprétation dans les cas de contournement de plan d'eau et de retour d'un cours d'eau dans son talweg**

Ces deux types d'intervention sont regroupés car d'une part ils sont de même nature s'ils consistent à recréer intégralement un nouveau chenal, et d'autre part leurs effets potentiels sont déjà décrits dans les autres cadres d'interprétation. Il s'agit donc de combiner au mieux les effets précédemment décrits pour les évaluer.

- Dans le cas de contournements d'étangs, l'objectif est globalement de restaurer la continuité écologique. Les effets attendus sont donc similaires à ceux de l'effacement d'ouvrages en travers pour ce qui concerne l'intégralité du secteur traité, à l'exception de l'amont immédiat (la zone de retenue, soit l'étang). Ils sont également proches de ceux des opérations de reconfiguration du lit mineur pour la portion de chenal nouvellement créée, se substituant finalement à l'ancienne zone de retenue que constituait l'étang (reméandrage notamment).

- Dans le cas de retour du cours d'eau dans son talweg, l'objectif est de restaurer la dynamique naturelle du cours d'eau, notamment pour ce qui concerne ses échanges avec la nappe. Concrètement, il s'agit de remettre en eau le tracé historique (s'il a perduré) ou de recréer un chenal dans le talweg. Cette intervention se rapproche donc des opérations de reméandrage, voire de modifications de la géométrie du lit mineur.

Pour évaluer ce type d'interventions, il faut sans doute valoriser les retours d'expérience existant par ailleurs que ce soit dans le domaine de la restauration de la continuité écologique, ou celui plus classique d'interventions sur le chenal (reméandrage, élargissement, modification du lit mineur...).

#### **2.2.5. Conclusions**

De manière pragmatique, il est périlleux sur la base des expériences menées, de discerner les effets des mesures de restauration lorsqu'elles sont multiples. Comme mentionné dans le rapport, c'est le cas la plupart du temps (suppression des contraintes latérales + reconnexion à des milieux latéraux ; reméandrage + géométrie du lit mineur, etc.). Il y a souvent cependant une mesure principale déclarée, ce qui permet d'identifier potentiellement les effets majeurs. C'est ce raisonnement qui a prévalu pour réaliser les tableaux des cadres d'analyse.

Les revues bibliographiques existantes indiquent qu'il y a encore des opérations de restauration réalisées dont l'efficacité est questionnable. Il faut donc être vigilant aux prérequis qui conditionnent le succès de la restauration (facteurs limitants à l'échelle du bassin versant). Il est possible aussi que les échecs recensés soient liés à la manière de mesurer les effets sur les compartiments biologiques. En effet, le problème ne réside pas dans l'efficacité des mesures de restauration sur l'amélioration de l'hydromorphologie car en général la réponse de ce compartiment est positive (même si parfois il est fait le constat que l'effet est limité car « cosmétique » plutôt que basé sur la restauration de processus). Le paradoxe est justement qu'à une réponse positive du compartiment hydromorphologique correspond une absence de réponse ou une faiblesse de réponse des compartiments biologiques (en tout cas pour les métriques retenues). Dans les évaluations les plus récentes des effets de la restauration, les effets ont l'air plus souvent concluant sans doute parce que des efforts ont été faits dans le dispositif des suivis. Plusieurs compartiments sont suivis (poissons et macroinvertébrés par exemple) et plusieurs métriques par organisme, ce qui permet de pallier au fait que la réponse des différents organismes est variable. Il est notable par exemple que les métriques d'abondance répondent mieux que les métriques de richesse (il est apparemment plus aisé de favoriser le développement des espèces déjà présentes que de réussir à faciliter la colonisation par de nouvelles espèces). Plusieurs références concluent également que si le périmètre d'une communauté ne change pas forcément en réponse à la restauration, des changements de composition fonctionnelle s'opèrent : développement d'espèces rhéophiles au détriment d'espèces eurytopes par exemple, ce qui constitue une réponse.

Néanmoins, persiste le problème que même dans les cas où le succès de la restauration est apparent et qu'une amélioration de l'état écologique est notable, ce n'est pas pour autant que le retour à des conditions « pseudo-naturelles » est acquis. Il semble que si les structures sont rétablies par la restauration, les liens fonctionnels ne le soient pas pour autant. Deux exemples illustrent ce constat : la répartition des macroinvertébrés répond aux conditions de microhabitats que la restauration ne semble pas réussir à rétablir par des interventions à plus large échelle (reméandrage ; suppression de contraintes latérales) ; dans le cas des recharges sédimentaires, ce sont les conditions du milieu interstitiel à l'interface eau-sédiments qui semblent difficiles à rétablir. Le changement d'échelles n'opère pas : rétablir les conditions d'habitats à l'échelle des secteurs ne se répercute pas forcément à l'échelle des domaines vitaux des organismes les plus petits, ou alors ces changements n'opèrent qu'à des échelles de temps beaucoup plus longues. Il est possible

aussi que dans certains cas (peut être plus nombreux que prévus), les altérations du milieu (notamment altérations des processus) aient franchi un seuil d'irréversibilité, tel que les mesures de restauration, ou leur ampleur, ne suffisent pas à sa remise en état initiale. Cette remarque est cohérente avec le contenu d'un modèle conceptuel de transitions d'un écosystème (Hobbs & Harris, 2001) : il existe des seuils de nature biotique et abiotique qui jalonnent la trajectoire d'un écosystème entre un état dégradé et fonctionnel. La restauration de l'écosystème implique que ces seuils soient effectivement franchis en modifiant l'environnement physique à plus ou moins large échelle (échelle du paysage ou échelle plus locale).

### 3. Conclusion générale

Tout le dispositif lié au réseau des sites de démonstration, y compris la mise en œuvre de suivis scientifiques de la restauration hydromorphologique (SSM) correspond tout à fait à la démarche préconisée par Weber et ses collaborateurs (Weber et al, 2018). Pour progresser à la fois dans les connaissances et les pratiques de restauration efficace, il faut passer à une démarche de programmation des suivis et de leur évaluation.

Il est important d'insister sur la réflexion préalable aux opérations de restauration. Les revues bibliographiques existantes indiquent qu'il y a une forte proportion d'échec (ou en tous cas de succès non avérés puisqu'éventuellement la restauration n'a pas d'effet), ce qui donne des bilans de retours d'expérience plutôt mitigés.

Cependant, dans les évaluations les plus récentes des effets de la restauration, les effets ont l'air plus souvent concluants sans doute parce que des efforts ont été faits dans le dispositif des suivis et dans le dimensionnement des opérations. Plusieurs compartiments sont suivis (poissons et macroinvertébrés par exemple) et plusieurs métriques par organisme, ce qui permet de pallier au fait que de toute façon la réponse des différents organismes est variable. Il est notable par exemple que les métriques d'abondance répondent mieux que les métriques de richesse (il est apparemment plus aisé de favoriser le développement des espèces déjà présentes que de réussir à faciliter la colonisation par de nouvelles espèces). Plusieurs références concluent également que si le périmètre d'une communauté ne change pas forcément en réponse à la restauration, des changements de composition fonctionnelle s'opèrent : développement d'espèces rhéophiles au détriment d'espèces eurytopes par exemple, ce qui constitue une réponse.

Par ailleurs, il faut rester conscient que les mesures locales de restauration peuvent contribuer à la conservation de la biodiversité aquatique, mais qu'une réponse plus globale à long-terme ne peut être atteinte sans réaliser d'interventions visant à réinstaurer les dynamiques basées sur les processus à l'échelle du bassin versant (dynamiques hydrologiques et sédimentaires naturelles) (Mueller et al, 2014 ; Friberg et al, 2016).

D'un point de vue méthodologique, il est nécessaire pour une évaluation objective de l'efficacité des opérations de restauration de disposer de données quantitatives, standardisées et homogènes recueillies pendant un laps de temps suffisamment long. Ces conditions sont remplies en suivant les recommandations du guide pour l'élaboration de suivi de restauration hydromorphologique en cours d'eau (Rolan-Meynard et al 2019).

## 4. Bibliographie

Adam P., Debais N. & Malavoi J.-R. (2007). Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Eau Seine Normandie 64p.

Belletti B., Rinaldi M., Buijse A.D., Gurnell A.M. & Mosselman E. (2014). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73, 2079-2100.

Bouni C. (2014). Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau ? Retours d'expériences en Europe, un point de vue des sciences sociales. In: *Comprendre pour agir*, 28p.

Brierley G.J. & Fryirs K.A. (2016). The Use of Evolutionary Trajectories to Guide "Moving Targets" in the Management of River Futures. *River Research and Applications*, 32, 823-835.

Cowx I. & Welcomme R. (1998). Rehabilitation of rivers for fish. FAO. 260p.

Cowx I., Angelopoulos N., Noble R., Slawson D., Buijse T. & Wolter C. (2013). Measuring success of river restoration actions using endpoints and benchmarking. In: REFORM, Restoring rivers for effective catchment management. Deliverable 5.1, 143 p.

Demars B.O.L., Kemp J.L., Friberg N., Usseglio-Polatera P. & Harper D.M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: Biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological Indicators*, 23, 301-311.

Doledec S., Forcellini M., Olivier J.-M. & Roset N. (2015). Effects of large river restoration on currently used bioindicators and alternative metrics. *Freshwater Biology*, 60, 1221-1236.

Dufour S. & Piegay H. (2009). FROM THE MYTH OF A LOST PARADISE TO TARGETED RIVER RESTORATION: FORGET NATURAL REFERENCES AND FOCUS ON HUMAN BENEFITS. *River Research and Applications*, 25, 568-581.

Ecke F., Hellsten S., Kohler J., Lorenz A.W., Raapysjarvi J., Scheunig S., Segersten J. & Baattrup-Pedersen A. (2016). The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia*, 769, 41-54.

Eekhout J.P.C., Hoitink A.J.F., de Brouwer J.H.F. & Verdonschot P.F.M. (2015). Morphological assessment of reconstructed lowland streams in the Netherlands. *Advances in Water Resources*, 81, 161-171.

Feld C.K., Birk S., Bradley D.C., Hering D., Kail J., Marzin A., Melcher A., Nemitz D., Pedersen M.L., Pletterbauer F., Pont D., Verdonschot P.F.M. & Friberg N. (2011). From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research*, Vol 44 : 119-209.

Friberg N., Angelopoulos N.V., Buijse A.D., Cowx I.G., Kail J., Moe T.F., Moir H., O'Hare M.T., Verdonschot P.F.M. & Wolter C. (2016). Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. *Advances in Ecological Research*.

Friberg N., Baattrup-Pedersen A., Kristensen E.A., Kronvang B., Larsen S.E., Pedersen M.L., Skriver J., Thodsen H. & Wiberg-Larsen P. (2014). The River Gelsa restoration revisited: Habitat specific assemblages and persistence of the macroinvertebrate community over an 11-year period. *Ecological Engineering*, 66, 150-157.

Haase P., Hering D., Jähnig S. C., Lorenz A. W. et Sundermann A., (2013). The Impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704, 475-488.

Hamilton S.K. (2012). Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration. *Freshwater Biology*, 57, 43-57.

Henry C.P. & Amoros C. (1995). RESTORATION ECOLOGY OF RIVERINE WETLANDS .1. A SCIENTIFIC BASE. *Environmental Management*, 19, 891-902.

Hering D., Aroviita J., Baattrup-Pedersen A., Brabec K., Buijse T., Ecke F., Friberg N., Gielczewski M., Januschke K., Kohler J., Kupilas B., Lorenz A.W., Muhar S., Paillex A., Poppe M., Schmidt T., Schmutz S., Vermaat J., Verdonschot P.F.M., Verdonschot R.C.M., Wolter C. & Kail J. (2015). Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1518-1527.

- Hobbs R.J. & Harris J.A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9, 239-246.
- Hobbs R.J., Higgs E. & Harris J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 599-605.
- Jaehnig S.C., Lorenz A.W., Hering D., Antons C., Sundermann A., Jedicke E. & Haase P. (2011). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21, 2007-2015.
- Jahnig S.C., Lorenz A.W., Lorenz R.R.C. & Kail J. (2013). A comparison of habitat diversity and interannual habitat dynamics in actively and passively restored mountain rivers of Germany. *Hydrobiologia*, 712, 89-104.
- Kail J., Brabec K., Poppe M. & Januschke K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 58, 311-321.
- Kail J., Guse B., Radinger J., Schroder M., Kiesel J., Kleinhans M., Schuurman F., Fohrer N., Hering D. & Wolter C. (2015). A Modelling Framework to Assess the Effect of Pressures on River Abiotic Habitat Conditions and Biota. *Plos One*, 10.
- Kibler K.M., Tullos D.D. & Kondolf G.M. (2011). LEARNING FROM DAM REMOVAL MONITORING: CHALLENGES TO SELECTING EXPERIMENTAL DESIGN AND ESTABLISHING SIGNIFICANCE OF OUTCOMES. *River Research and Applications*, 27, 967-975.
- Kristensen E.A., Baattrup-Pedersen A. & Thodsen H. (2011). An evaluation of restoration practises in lowland streams: Has the physical integrity been re-created? *Ecological Engineering*, 37, 1654-1660.
- Lammerant J., Peters R., Snethlage M., Delbaere B., Dickie I. & Whiteley G. (2013). Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. 210p.
- Lamouroux N., Gore J.A., Lepori F. & Statzner B. (2015). The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhone project. *Freshwater Biology*, 60, 1069-1084.
- Lepori F., Palm D., Brannas E. & Malmqvist B. (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications*, 15, 2060-2071.
- Leps M., Sundermann A., Tonkin J.D., Lorenz A.W. & Haase P. (2016). Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. *Science of the Total Environment*, 557, 722-732.
- Lespez L., Viel V., Rollet A.J. & Delahaye D. (2015). The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology*, 251, 64-76.
- Lorenz A.W., Jahnig S.C. & Hering D. (2009). Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 44, 745-754.
- Lorenz A.W., Stoll S., Sundermann A. & Haase P. (2013). Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures ? *Ecological engineering*, 61, 174-181.
- Malavoi J.-R. & Bravard J.-P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale. Comprendre pour agir*, 224p.
- Malavoi J.-R. & Souchon Y. (2010). Construire le retour d'expérience des opérations de restauration hydromorphologique. *Eléments pour une harmonisation des concepts et des méthodes de suivi scientifique minimal*. Onema, Cemagref, 95p.
- Matthews J., Reeze B., Feld C.K. & Hendriks A.J. (2010). Lessons from practice: assessing early progress and success in river rehabilitation. *Hydrobiologia*, 655, 1-14.
- McDonald T., Gann G.D., Jonson J. & Dixon K.W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. *Society for Ecological Restoration*, 48p.
- McManamay R.A., Orth D.J. & Dolloff C.A. (2013). Macroinvertebrate Community Responses to Gravel Addition in a Southeastern Regulated River. *Southeastern Naturalist*, 12, 599-618.
- Melun G. (2012). Evaluation des impacts hydromorphologiques du rétablissement de la continuité

hydrosédimentaire et écologique sur l'Yerres aval. Thèse de doctorat, Université Paris 1 Diderot, 335 p.

Miller S.W., Budy P. & Schmidt J.C. (2010). Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology*, 18, 8-19.

Mondy C.P. & Usseglio-Polatera P. (2013). Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment*, 461, 750-760.

Moore H.E. & Rutherford I.D. (2017). Lack of maintenance is a major challenge for stream restoration projects. *River Research and Applications*, 33, 1387-1399.

Morandi B. & Piegay H. (2017). Restauration de cours d'eau en France : comment les définitions et les pratiques ont-elles évolué dans le temps et dans l'espace, quelles pistes d'action pour le futur ? *Comprendre pour agir*, 28p.

Morandi B., Piegay H., Lamouroux N. & Vaudor L. (2014). How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178-188.

Mueller M., Pander J. & Geist J. (2014). The ecological value of stream restoration measures: An evaluation on ecosystem and target species scales. *Ecological Engineering*, 62, 129-139.

Navarro L., Peress J. & Malavoi J.-R. (2012). Aide à la définition d'une étude de suivi. Recommandations pour des opérations de restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau. Onema, Cemagref, 48p.

Palmer M.A., Hondula K.L. & Koch B.J. (2014). Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 45 (ed. Futuyama DJ), pp. 247.

Palmer M.A., Menninger H.L. & Bernhardt E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205-222.

Pander J. & Geist J. (2013). Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators*, 30, 106-118.

Parkyn S.M. & Smith B.J. (2011). Dispersal Constraints for Stream Invertebrates: Setting Realistic Timescales for Biodiversity Restoration. *Environmental Management*, 48, 602-614.

Pedersen M.L., Kristensen K.K. & Friberg N. (2014). Re-meandering of lowland streams : will disobeying the laws of geomorphology have ecological consequences ? *PLOS One*, 9(9), 1-10.

Peterson M.J., Efroymson R.A. & Adams S.M. (2011). Long-Term Biological Monitoring of an Impaired Stream: Synthesis and Environmental Management Implications. *Environmental Management*, 47, 1125-1140.

Poppe, M., J. Kail, J. Aroviita, M. Stelmaszczyk, M. Gielczewski and S. Muhar (2016). "Assessing restoration effects on hydromorphology in European mid-sized rivers by key hydromorphological parameters." *Hydrobiologia* 769(1): 21-40.

Pretty J.L., Harrison S.S.C., Shepherd D.J., Smith C., Hildrew A.G. & Hey R.D. (2003). River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology*, 40, 251-265.

Pulg U., Barlaup B.T., Sternecker K., Trepl L. & Unfer G. (2013). RESTORATION OF SPAWNING HABITATS OF BROWN TROUT (*Salmo trutta*) IN A REGULATED CHALK STREAM. *River Research and Applications*, 29, 172-182.

River Restoration Centre (2011). Practical river restoration appraisal guidance for monitoring options (PRAGMO). 315p.

Rolan-Meynard, M., Vivier, A., Reyjol, Y., Boutet-Berry, L., Bouchard, J., Mangeot, P., . . . Kreutzenberger, K. (2019). *Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau*. <https://professionnels.afbiodiversite.fr/fr/doc-guides-protocoles/>

Roni P. & Beechie T. (2012). *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Wiley-Blackwell.

Roni P., Hanson K. & Beechie T. (2008). Global review of the physical and biological effectiveness

of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 856-890.

Society for Ecological Restoration. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson, Arizona, 16p.

Song X. & Frostell B. (2012). The DPSIR Framework and a Pressure-Oriented Water Quality Monitoring Approach to Ecological River Restoration. *Water*, 4, 670-682.

Sundermann A., Stoll S. & Haase P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications*, 21, 1962-1971.

Vaudor L., Lamouroux N., Olivier J.-M. & Forcellini M. (2015). How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration. *Freshwater Biology*, 60, 1192-1207.

Verdonschot, R. C. M., J. Kail, B. G. McKie and P. F. M. Verdonschot (2016). "The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates." *Hydrobiologia* 769(1): 55-66.

Weber C. & Peter A. (2011). Success or Failure? Do Indicator Selection and Reference Setting Influence River Rehabilitation Outcome? *North American Journal of Fisheries Management*, 31, 535-547.

Weber, C., U. Aberg, A. D. Buijse, F. M. R. Hughes, B. G. McKie, H. Piegay, P. Roni, S. Vollenweider and S. Haertel-Borer (2018). Goals and principles for programmatic river restoration monitoring and evaluation: collaborative learning across multiple projects. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water* 5(1).

Woolsey S., Capelli F., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Paetzold A., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S.D., Tockner K., Weber C. & Peter A. (2007). A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology*, 52, 752-769.

## 5. Table des illustrations

Figure 1: Planning général et conditions requises pour l'évaluation des opérations de restauration (adapté de Friberg et al 2016). .....	7
Figure 2 : Modèle conceptuel d'évolution d'un cours d'eau de la dégradation à la restauration. Le cours d'eau est matérialisé par la balle qui peut passer selon l'importance des interventions d'un stade à un autre, depuis un état dégradé vers un état « naturel ». .....	8
Figure 3 : Dynamiques d'un cours d'eau dans le cadre d'une restauration .....	9
Figure 4: Démarche de mise en œuvre d'une opération de restauration et de son suivi (phases 1 et 2 de la démarche globale). .....	13
Figure 5 : Démarche d'évaluation des effets de la restauration dans un cadre spatiotemporel ....	17
Tableau 1 : Paramètres à suivre en fonction des altérations (adapté de Navarro <i>et al.</i> , 2012). ....	10
Tableau 2 : Inventaire des indicateurs proposés selon le type de restauration dans le guide du SSM .....	16
Tableau 3 : Synthèse des effets positifs attendus lors de l'effacement de seuils ou petits barrages concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques en amont et en aval.....	21
Tableau 4 : Synthèse des effets négatifs de l'effacement de seuils ou petits barrages concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques en amont et en aval.....	22
Tableau 5 : Synthèse des effets attendus lors de reméandrage concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques. ....	25
Tableau 6: Synthèse des effets attendus lors de suppression des contraintes latérales concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques. ....	26
Tableau 7 : Synthèse des effets attendus lors de modification de la géométrie du lit mineur concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques	27
Tableau 8 : Synthèse des effets attendus lors de reconstitution du matelas alluvial concernant les caractéristiques de l'état du milieu et la réponse des compartiments biologiques.....	29





Irstea

1, rue Pierre-Gilles de Gennes

CS 10030

92761 Antony Cedex

01 40 96 61 21

[www.irstea.fr](http://www.irstea.fr)

## AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ

*Établissement public du ministère de l'Environnement*

Agence Française pour la Biodiversité

Hall C – Le Nadar

5, square Félix Nadar

94300 Vincennes

01 45 14 36 00

[www.afbiodiversite.fr](http://www.afbiodiversite.fr)