

© Béatrice Leblanc-Irstea

7

Effets cumulés des retenues sur le compartiment biologique du cours d'eau et de son bassin versant

- 104 ■ Introduction
- 105 ■ Effets d'une retenue sur les compartiments biologiques du cours d'eau
- 112 ■ Effets des retenues sur les compartiments biologiques du cours d'eau et de son bassin-versant
- 121 ■ Conclusion

A stylized illustration of a river system. The top part of the image shows a brown, textured area representing land, with several blue rectangular shapes representing dams or weirs. Black lines represent the river channels, some of which are blocked by the dams. The bottom part of the image shows a blue, textured area representing water. The word 'Introduction' is written in a large, bold, black font, with the letter 'I' being significantly larger than the rest of the word.

Introduction

Ce chapitre aborde l'effet des retenues sur les biocénoses aquatiques et le fonctionnement écologique des cours d'eau dans sa globalité. Cependant au vu du peu d'études traitant spécifiquement des petites retenues et encore moins de leur impact sur l'écologie des cours d'eau, ce chapitre s'appuie également sur des études abordant d'autres systèmes tels que les mares, les étangs, les lacs naturels ou les grands barrages, parfois les zones humides ou les barrages de castor. Dans ce cas, nous nous sommes toutefois attachés à dégager les résultats nous semblaient pouvoir être, au moins pour partie, extrapolables ou pertinents pour le contexte des petites retenues. Pour une étude donnée, la nature de l'objet traité, son usage ou son mode de gestion ne sont pas toujours explicités. La littérature déjà connue des experts couplée à cette recherche spécifique permet néanmoins d'apporter un certain nombre d'éléments de connaissances, méthodes et outils qui sont transposables dans le cadre de cette expertise.

Ce chapitre présente d'une part l'influence d'une retenue considérée isolément sur les communautés d'organismes aquatiques, puis aborde les effets cumulés des retenues sur les biocénoses aquatiques et le fonctionnement des cours d'eau en général. Il traite, d'autre part, des méthodes ou des démarches qui peuvent être mobilisées pour analyser et évaluer, de manière qualitative et quantitative l'impact cumulé des retenues sur cette biodiversité.

Il convient toutefois de souligner au préalable que le premier impact de la création d'une retenue se manifeste d'abord par la disparition des habitats préexistants (zones humides, cours d'eau, habitats terrestres...) et des espèces associées. Si cette question est rarement traitée dans les études scientifiques, quelques travaux suggèrent néanmoins que sur le plan de la biodiversité, les retenues nouvellement créées restent sensiblement moins riches que les milieux aquatiques et humides préexistants.

An artistic illustration of a river system. The top part shows a reservoir or dammed section with a textured orange-brown background. Several blue rectangular structures representing dams are connected to the reservoir by black lines. Below the reservoir, the river flows into a blue body of water. The overall style is painterly and textured.

Effets d'une retenue sur les compartiments biologiques du cours d'eau

L'influence d'une retenue sur les compartiments biologiques du cours d'eau est traitée en premier lieu sous le prisme des réponses aux changements des conditions abiotiques (hydrologie, morphologie, physico-chimie...) abordées dans un chapitre précédent puis en second lieu par rapport à des processus propres aux organismes aquatiques (dispersion/répartition), avant d'aborder les impacts globaux d'origine multifactorielle.

Réponses aux drivers primaires

■ Changements hydrologiques

La modification du régime hydrologique induite par l'implantation d'une retenue a des effets sur la faune et la flore aquatiques d'autant plus marqués que les changements hydrologiques sont forts. Les changements de débits à l'aval de la retenue peuvent être délétères pour certaines espèces strictement inféodées aux cours d'eau qui voient leurs habitats se restreindre et changer de dynamique saisonnière, et parallèlement favoriser la colonisation d'espèces exotiques. Une synthèse récente de Poff et Zimmerman (2010) a ainsi dressé un bilan détaillé des différents modes d'altération des régimes hydrologiques et de leurs conséquences écologiques potentielles prenant en compte à la fois les organismes aquatiques et ceux exploitant les habitats rivulaires (Tableau 6, page suivante).

L'ampleur et la nature de ces impacts sur les biocénoses s'avèrent être contexte-dépendants. Ainsi, à partir de cas d'étude situés dans des contextes géomorphologiques variés, il a été montré que les modifications hydrologiques des retenues et les impacts biologiques générés étaient tamponnés d'autant plus rapidement que le cours d'eau est situé dans un réseau hydrographique dense. De même, en Oklahoma (USA), il a été démontré que l'effet de retenues (utilisées pour la gestion des débits et l'alimentation en eau) sur le régime hydrologique et *in fine* sur les communautés de poissons se faisait ressentir beaucoup plus fortement sur un cours d'eau en contexte semi-aride, naturellement intermittent, que sur un cours d'eau en contexte subtropical. Toutefois, même si les modifications hydrologiques et leurs conséquences écologiques peuvent varier fortement d'une situation à une autre, il ressort clairement que pour des organismes comme les poissons, les invertébrés benthiques ou les végétaux aquatiques, les effets écologiques les plus "généralisables" sont liés aux altérations des débits d'étiage et de crue lorsqu'ils dépassent plusieurs dizaines de %, aux altérations des crues pendant les périodes de reproduction ou de post-émergence des jeunes stades de poisson, ou aux pratiques de gestion de types éclusées (hydroélectricité) ou vidanges.

Des travaux suggèrent notamment que les impacts écologiques sont plus particulièrement prégnants lorsque la retenue conduit à une désynchronisation du régime hydrologique par rapport au régime naturel notamment vis-à-vis des périodes de hautes eaux et de basses eaux, les nouvelles conditions hydrologiques ne permettant pas aux espèces de clore leur cycle biologique dans des conditions satisfaisantes. À cet égard, les retenues gérées pour le soutien d'étiage, qui sont généralement considérées comme bénéfiques pour le fonctionnement

écologique des cours d'eau dans la mesure où elles atténuent la sévérité des étiages, peuvent générer des impacts non négligeables sur les compartiments biologiques. Le maintien artificiel de hauts débits estivaux se révèle néfaste à la reproduction des poissons et au développement des jeunes stades de poissons.

Des conséquences négatives de la modification de la saisonnalité des débits générée par des retenues ont également été observées sur les populations d'amphibiens via la dégradation de leurs conditions de reproduction, comme par exemple chez la grenouille nord-américaine *Rana boylei*.

Tableau

6

Impacts des altérations hydrologiques sur les organismes aquatiques et ripariens mis en évidence dans la littérature scientifique (source : Poff and Zimmerman 2010)

Caractéristique du flux	Organismes étudiés	Nombre total d'articles	Nature de l'altération	Réponses écologiques générales
Ordre de grandeur	Aquatiques	71	Stabilisation (perte de débits extrêmement élevés et/ou faibles)	Pertes d'espèces sensibles Diversité réduite Assemblages altérés et taxon dominant Abondance réduite Augmentation d'espèces non natives
	Ripariens	28	Une plus grande amplitude des débits extrêmes haut et/ou bas Stabilisation (perte de débits de pointe)	Perturbation du cycle de vie Réduction de la richesse en espèces Assemblages altérés et abondance relative des taxons Perte d'espèces sensibles « Recrutement » altéré Échec de l'établissement des plantules Terrestrialisation de la flore Augmentation du succès des espèces allochtones Baisse de la richesse en espèces Empiètement de la végétation sur les canaux Augmentation du couvert riparien Assemblages altérés
Fréquence	Aquatiques	12	Diminution de la fréquence des débits de pointe	Reproduction saisonnière Reproduction réduite Diminution de l'abondance ou disparition des espèces piscicoles indigènes Diminution de la richesse des espèces endémiques et sensibles Réduction de l'habitat pour les poissons juvéniles
	Ripariens	4	Diminution de la fréquence des débits de pointe	Changement dans la composition de la communauté Réduction de la richesse scientifique Augmentation de la production de bois
Durée	Aquatiques	7	Diminution de la durée d'inondation des plaines inondables	Diminution de l'abondance des poissons juvéniles Changement dans l'assemblage des poissons juvéniles Perte d'espèces spécialistes des plaines inondables dans les assemblages de communautés de mollusques
	Ripariens	18	Diminution de la durée d'inondation des plaines inondables	Réduction du taux de croissance ou de mortalité Assemblages altérés Terrestrialisation ou désertification dans la composition des espèces Réduction de l'aire des plantes ripariennes ou du couvert forestier Augmentation de l'abondance des espèces allochtones
Timing	Aquatiques	12	Changements dans la saisonnalité des débits de pointe Augmentation de la prévisibilité	Perturbation des indices de frai Diminution de la reproduction et du « recrutement » Changement dans la structure de l'assemblage Changement de la diversité et de la structure des assemblages Perturbation des indices de frai Diminution de la reproduction et du « recrutement » Réduction du « recrutement » des plantes ripariennes
	Ripariens	4	Perte des débits de pointe saisonniers	Invasion des espèces de plantes ripariennes exotiques Réduction de la croissance des plantes et augmentation de la mortalité Réduction de la richesse en espèces et du couvert de plantes
Game de variation	Aquatiques	3	Réduction de la variabilité	Augmentation de l'abondance des écrevisses
	Ripariens	2	Augmentation de la variabilité	Augmentation des schistosomiasis Diminution de la survie de la germination et de la croissance des plantes Diminution de l'abondance et changement dans l'assemblage des espèces d'oiseaux d'eau
Divers	Aquatiques	4	Régulation des cours d'eau ; type non spécifié	Diminution de la richesse spécifique Augmentation de l'abondance de certains taxons macroinvertébrés Pas de changement

Les cours d'eau intermittents qui abritent une diversité locale (diversité alpha* faible : le nombre d'espèces observées sur une localité donnée y est faible) mais régionalement élevée (diversités bêta* et gamma* : les espèces observées varient fortement d'une localité à une autre et le nombre d'espèces observées à l'échelle d'une région est donc important) (Figure 25) sont également particulièrement sensibles à l'altération de la saisonnalité des débits. Dans un tel contexte, les modifications hydrologiques générées par les retenues peuvent constituer un impact écologique fort pour des cours d'eau dont la faune et la flore étaient initialement adaptées aux assecs. Pour ces cours d'eau naturellement intermittents, dont la prévalence est très forte au niveau national, notamment dans les zones d'implantation potentielles des retenues, la quantification des effets sur l'étendue, la fréquence et la durée des assecs est donc un préalable à l'analyse.

Figure 25

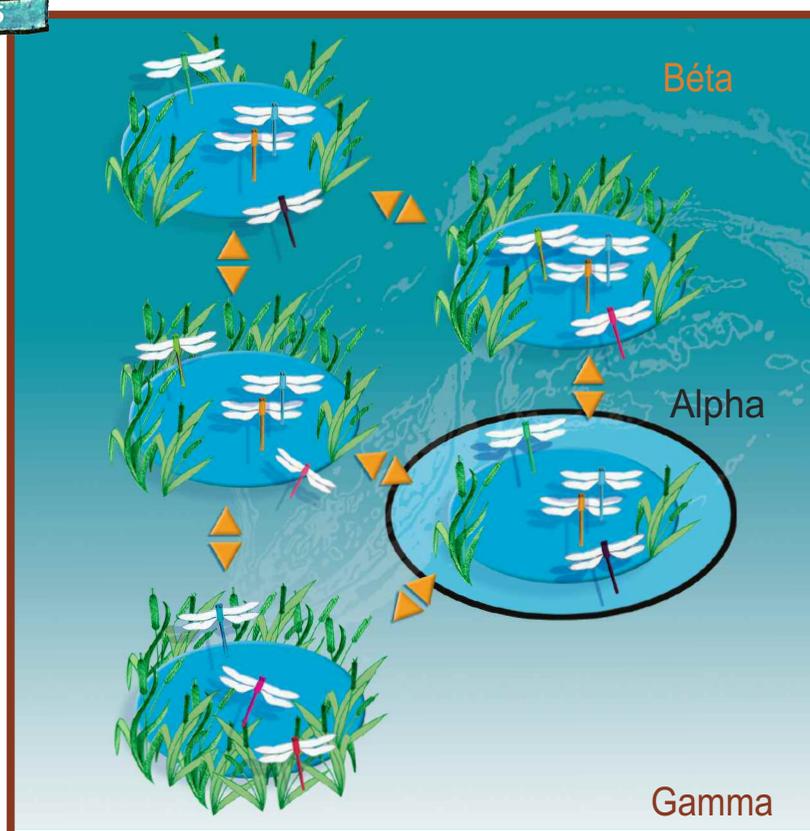


Illustration de trois différentes échelles spatiales de biodiversité spécifique (Source : © hepia). La diversité peut être évaluée à l'échelle locale (diversité alpha) et correspond à la richesse en espèces rencontrées sur une localité (une mare en l'occurrence) ; elle peut également être évaluée à une échelle régionale (diversité gamma) et correspond à la richesse en espèces de l'ensemble des localités de la région (totalité des espèces présentes sur les différentes mares) ; enfin la diversité beta mesure le turn-over des espèces entre les différentes localités (variété des assemblages d'espèces entre mares).

■ Changements géomorphologiques

Les sédiments représentent un compartiment essentiel pour les activités biologiques (habitat pour de nombreux invertébrés, lieu de ponte pour les poissons lithophiles*, substrat pour l'enracinement des végétaux...). Or, les retenues sur cours d'eau constituent des pièges à sédiments mais également à graines et propagules végétales, ce qui a notamment comme conséquence une forte réduction de l'abondance et de la richesse* de ces groupes floristiques à l'aval. Une étude sur la rivière Elwha (côte pacifique des États-Unis), préalable à l'enlèvement de ces barrages en 2014 a ainsi montré que l'abondance de graines de plantes ripariennes piégées est réduite de 90 %, la richesse de 84 %, de manière identique pour des piégeages de surface et de fond.

De plus, une évolution du substrat a également été constatée à l'aval des retenues. Ces dernières entraînent un déficit de fourniture sédimentaire et potentiellement un pavage des cours d'eau en aval des retenues, susceptibles d'engendrer des impacts importants sur les communautés animales, notamment des populations piscicoles. À titre d'exemple, la reproduction des espèces piscicoles lithophiles (comme les salmonidés par exemple) peut se trouver gravement affectée du fait du déficit en graviers à l'aval de barrages. Cette modification du substrat à l'aval des retenues se révèle également néfaste pour la flore aquatique qui se développe préférentiellement sur les sédiments fins.

En revanche, lors des opérations de vidange, les sédiments minéraux et organiques piégés dans les retenues sont remobilisés induisant (notamment par le biais de l'augmentation massive des teneurs en MES et en ammoniac et de la consommation de l'oxygène dissous) potentiellement des mortalités massives chez les organismes aquatiques. De telles opérations ponctuelles peuvent générer des modifications durables (plusieurs années) au niveau des communautés vivantes notamment pour les organismes les plus longévifs et à fécondité relativement faible comme certaines espèces de poissons par exemple (Encadré 5, page 79).

■ Changements physico-chimiques...

Les communautés biologiques sont également susceptibles d'être influencées par les modifications des paramètres physico-chimiques de l'eau suite à l'implantation d'une retenue. Ces modifications abiotiques et leurs répercussions sur les espèces animales et végétales ont lieu aussi bien à l'échelle de la retenue elle-même qu'au niveau du tronçon aval du cours d'eau concerné.

... dans la retenue

Les biocénoses aquatiques sont influencées, de manière importante, par la **température** de l'eau qui agit indirectement sur la **teneur en oxygène dissous** de l'eau. Globalement, on constate que la diversité spécifique augmente corrélativement avec la température en lien avec la possibilité d'implantation d'espèces thermophiles*. Cependant, la température conditionne fortement le cortège d'espèces rencontrées, les espèces les plus exigeantes du point de vue de l'oxygénation de l'eau étant absentes des retenues les plus chaudes.

Par ailleurs, de nombreuses études démontrent que les communautés biologiques répondent fortement à la **teneur en nutriments** avec une diversité d'espèces maximum dans les milieux présentant des gammes de concentration intermédiaires. Cependant, cette tendance globale est susceptible de varier fortement d'un groupe biologique à l'autre, ou selon le contexte géographique ou hydroclimatique de la retenue, empêchant l'établissement de seuils quantitatifs généralisables. Lorsque des processus de d'eutrophisation se manifestent, les conditions d'anoxie induites pénalisent fortement la plupart des communautés animales. Le pH est, quant à lui, un paramètre qui sélectionne fortement les organismes car nombre d'entre eux ne peuvent survivre en conditions acides. En effet, la richesse spécifique* des macroinvertébrés benthiques et des macrophytes diminue de manière conséquente en conditions acides. Enfin, les pesticides et les éléments traces métalliques (ETM), transférés par ruissellement notamment, jusque dans les retenues peuvent potentiellement avoir un effet toxique sur les espèces animales et végétales. Des travaux en mésocosmes ont montré par exemple que des teneurs élevées en ETM pouvaient abaisser le succès reproducteur des amphibiens de manière directe mais également indirecte en modifiant la composition en algues.

... à l'aval de la retenue

Les retenues génèrent un impact thermique sur le cours d'eau aval qui est variable selon la taille de la retenue et son mode de restitution. En aval des retenues, les poissons et les macroinvertébrés sont les plus impactés par les modifications thermiques mais de manière très variable selon le type de retenue et son mode de gestion. En général, pour les petites retenues ou pour les plus grandes retenues, lorsque ce sont les eaux de surface qui sont restituées, on constate un réchauffement printanier et estival du cours d'eau qui génère des impacts conséquents sur les communautés biotiques telles que la disparition locale d'espèces d'eaux froides (salmonidés et cottidés), la colonisation par les espèces thermophiles, et l'altération des cycles biologiques en lien avec les modifications du régime thermique. Les macroinvertébrés benthiques sont également affectés par ce réchauffement des eaux sur le cours d'eau aval avec le déclin sensible de la richesse en EPT (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères). À l'inverse, du fait de la stratification des grandes retenues, la restitution de leurs eaux hypolimniques appauvries en oxygène dissous entraîne à l'aval un refroidissement des eaux estivales qui peut avoir des conséquences importantes sur les biocénoses en place. Ces conséquences peuvent se traduire par l'installation d'espèces d'eaux froides (par exemple populations de salmonidés exploitées ensuite pour la pêche amateur) et par la diminution voire la disparition d'espèces d'eaux chaudes.

La retenue : un obstacle à la dispersion...

La retenue, par la digue, le seuil ou le barrage qui la constitue, peut impacter durablement les biocénoses des cours d'eau en créant une discontinuité au sein du réseau hydrographique plus ou moins franchissable selon les organismes. En effet, les espèces sont impactées de manière différente selon leurs caractéristiques biologiques et écologiques (mobilité, taille, stratégie de dispersion...). Ainsi un poisson ou un crustacé strictement inféodé au milieu aquatique sera potentiellement beaucoup plus affecté par la discontinuité représentée par la retenue qu'un insecte aquatique présentant une phase de dispersion terrestre ou aérienne.

La mise en place de l'ouvrage entraînant la réduction, voire la disparition, des processus de dispersion et de recolonisation, peut avoir pour conséquence une diminution de la richesse spécifique ou un déclin drastique de certaines populations en amont des retenues. L'impact de la fragmentation se manifeste de manière particulièrement massive et rapide lorsqu'elle touche une population dont les habitats nécessaires au bouclage du cycle biologique (habitats de reproduction d'alimentation et de repos) se trouvent déconnectés les uns des autres par la retenue. Les espèces de poissons anadromes (espèces amphihalines dont la reproduction se déroule en eau douce) sont plus particulièrement impactées dans la mesure où, si les retenues coupent l'accès aux frayères, elles peuvent conduire à l'extinction des populations (y compris en aval des ouvrages) sur des bassins versants entiers.

Mais au-delà, les retenues, en isolant des populations auparavant interconnectées, peuvent affecter bien d'autres groupes animaux ou végétaux plus ou moins fortement inféodés aux cours d'eau. Ainsi, les grands barrages ont provoqué des effets d'isolement génétique chez une espèce riparienne (*Myricaria germanica*) dans quatre rivières alpines d'Europe, soulignant que l'effet de ce type de barrière peut se manifester aussi sur les plantes ripariennes.

De plus, il a été démontré que la vulnérabilité des espèces aux discontinuités générées par les retenues pouvait être exacerbée par certaines caractéristiques des cours d'eau, par exemple sur les cours d'eau naturellement intermittents. Il s'avère, par ailleurs, que la probabilité d'extinction d'une population est d'autant plus élevée que la taille du bassin isolé est réduite et que le temps depuis la déconnexion est important.

Sur ces bassins isolés, le risque d'extinction locale est également renforcé par la rareté et la dégradation des habitats disponibles. Ainsi, sur une portion de bassin isolée par une retenue et en l'absence de sources proches de recolonisation, la communauté de poissons peut connaître une érosion progressive de sa richesse spécifique sur des pas de temps longs.

... support de biodiversité

Les petits plans d'eau, comme par exemple les mares, représentent globalement des réservoirs de biodiversité, en hébergeant de nombreuses espèces dont certaines peuvent être rares et en danger à l'échelle nationale et européenne. Cependant, ce rôle de réservoir pour les espèces patrimoniales concerne plus particulièrement les milieux à forte « naturalité » ce qui est rarement le cas des retenues notamment quand leur mode de gestion est orienté vers l'irrigation ou le loisir.

En ce qui concerne les amphibiens, l'importance au niveau régional de la biodiversité abritée par certains plans d'eau d'origine anthropique a été signalée par plusieurs auteurs. Les petits plans d'eau peuvent aussi constituer des milieux favorables pour l'avifaune et les oiseaux aquatiques qui se révèlent d'autant plus attractifs que les milieux aquatiques naturels sont rares ou dégradés. Cependant, ces zones artificielles ont une attractivité moindre pour l'avifaune que les zones aquatiques naturelles, c'est pourquoi, leur rôle potentiellement favorable vis-à-vis de la préservation et du développement de ce groupe faunistique doit être mis en regard du contexte régional, a fortiori lorsque la mise en place des retenues se traduit par la destruction de zones humides préexistantes.

Les petits étangs agricoles (*farm ponds* en anglais) sont également capables d'abriter une certaine biodiversité pour d'autres groupes comme les invertébrés ou les macrophytes. Une étude australienne, par exemple, a montré que ces habitats artificiels peuvent aider au maintien de la biodiversité régionale en macroinvertébrés. L'enjeu de ces milieux vis-à-vis de la biodiversité est d'autant plus important que les milieux aquatiques naturels sont rares, comme par exemple dans les régions arides ou fortement artificialisées.

... mais source d'espèces exogènes et souvent invasives

Les retenues, quelle que soit leur taille, contribuent significativement au développement de tout un cortège d'espèces d'eau calme initialement peu ou pas représentées dans le cours d'eau qui vont pouvoir ensuite coloniser le cours d'eau adjacent tant vers l'amont que vers l'aval altérant ainsi la répartition naturelle des espèces le long du gradient amont aval. Ce phénomène est d'autant plus préoccupant qu'il concerne bien souvent des espèces exotiques à caractère invasif, appartenant potentiellement à de nombreux groupes : poissons, macrophytes, macroinvertébrés, amphibiens...

Sur un affluent du Colorado (USA) dont les assemblages de poissons étaient presque exclusivement constitués d'espèces natives, il a été constaté, cinq ans après la construction d'un réservoir, que les espèces exotiques constituaient alors 90 % des effectifs dans la retenue elle-même et environ 80 % dans le cours d'eau en aval.

En Espagne, en zone méditerranéenne, les réservoirs (essentiellement destinés à l'irrigation et l'alimentation en eau) abritent davantage d'espèces de poissons exotiques que d'espèces natives et pour le bassin du Guadiana, 40 % des réservoirs n'abritent que des espèces exotiques, les espèces autochtones y étant absentes.

Des travaux de synthèse récents ont tenté de formaliser les raisons pour lesquelles les réservoirs artificiels étaient particulièrement attractifs et favorables aux espèces exotiques et invasives en comparaison avec des milieux naturels analogues. Trois causes majeures semblent se distinguer :

- les réservoirs artificiels sont soumis à d'importants flux de propagules via des connexions physiques ou par le biais des activités anthropiques impliquées dans le transfert d'organismes ;
- les retenues constituent des milieux avec un fort enrichissement en nutriments et de fortes variations des conditions environnementales ;
- l'intensité des pressions anthropiques et la jeunesse de ces milieux font que les communautés et leurs interactions biotiques simplifiées sont plus vulnérables aux invasions.

Par ailleurs, des liens positifs existent entre l'intensité des pressions anthropiques (appréhendées via des proxys aussi divers que l'occupation des sols, la fréquentation humaine des plans d'eau ou la densité de routes par exemple) et l'ampleur de la colonisation des retenues par les espèces invasives, ce qui confirme le fait que la diffusion des espèces par l'homme et l'artificialisation des milieux favoriseraient l'installation des espèces exotiques dans une retenue. Ainsi les retenues seraient d'autant plus sensibles aux invasions biologiques (et en conséquence feraient peser d'autant plus de risques sur les espèces autochtones) qu'elles seraient artificialisées et situées dans un contexte de forte anthropisation.

Exemples de réponse multifactorielle : réponses des communautés d'invertébrés benthiques en présence d'une retenue

Il est souvent difficile de dissocier les facteurs abiotiques et biotiques énoncés précédemment pour expliquer la réponse globale des communautés suite à l'implantation d'une retenue.

En général, la richesse taxonomique des assemblages d'invertébrés dans une retenue (habitat lentique peu diversifié) est plus faible que dans le secteur amont (habitats lotiques diversifiés, souvent en mosaïque dans les secteurs de l'amont). Une sédimentation élevée et/ou un fort niveau de contamination par les nutriments peuvent expliquer une polluosensibilité plus faible des invertébrés dans certains plans d'eau et une réduction du

nombre de groupes trophiques. La richesse taxonomique varie par ailleurs suivant les plans d'eau et à l'intérieur même des plans d'eau. La richesse en familles d'invertébrés (totale, en éphéméroptères/plécoptères/trichoptères ou en coléoptères) peut ainsi être utilisée comme indicateur du statut écologique du plan d'eau. La richesse taxonomique d'une retenue peut varier avec les caractéristiques du bassin versant qui l'alimente (altitude, pourcentage de surfaces en prairies, occupation du sol, présence d'affluents à fort hydrodynamisme [torrents par ex.] jouant le rôle de refuges).

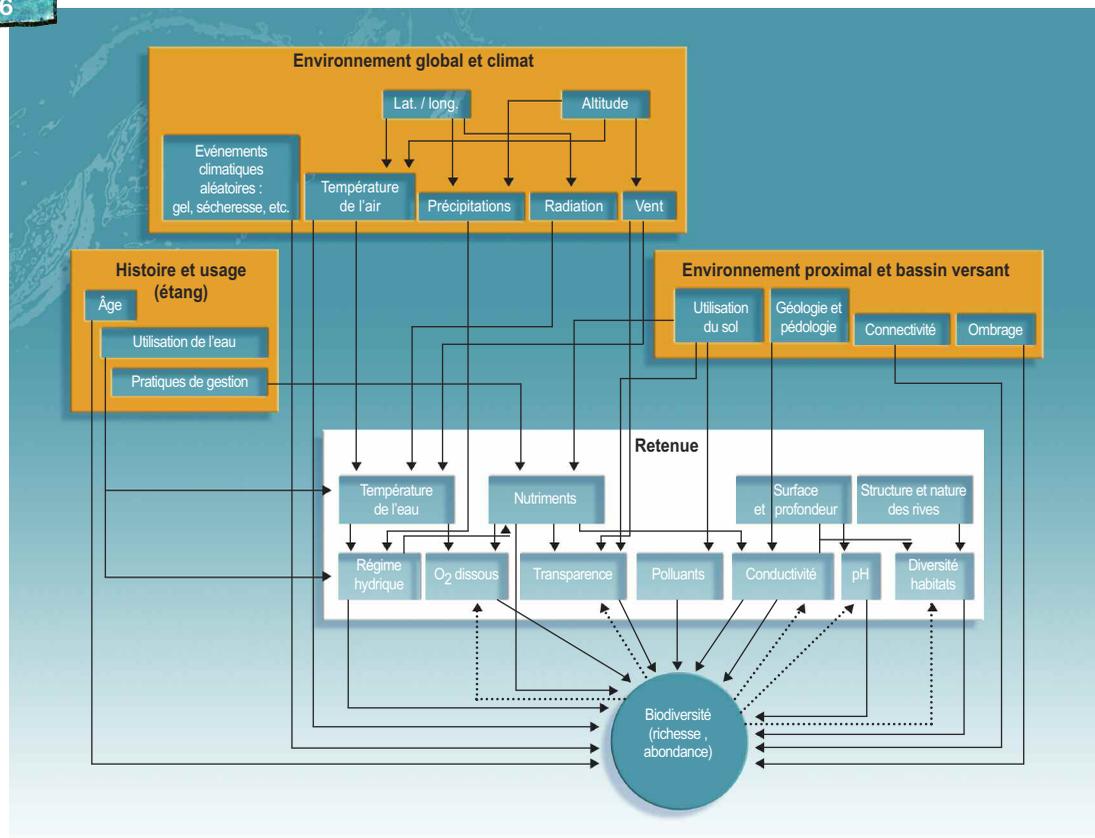
À l'aval de la retenue, des températures plus élevées, un substrat moins mobile et une disponibilité en nutriments plus forte contribuent en général à une prolifération du périphyton, qui induit une modification des ressources trophiques disponibles pour les producteurs secondaires, et peut se traduire par une augmentation du nombre de taxons de diatomées à l'aval d'un barrage. Les diatomées benthiques ne répondent toutefois que faiblement aux perturbations hydrologiques.

La réponse de la métrique « richesse taxonomique » à l'aval de la retenue dépend du groupe taxonomique considéré et du contexte local. Sa réduction est toutefois souvent constatée pour les micro ou macroinvertébrés, notamment pour des assemblages d'espèces majoritairement rhéophiles* et polluo-sensibles tels que les assemblages d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères. Cette métrique peut par contre augmenter pour des groupes d'espèces globalement plus limnophiles* et plus polluo-tolérants. Une telle évolution peut être attribuée à une sédimentation d'éléments fins. Des variations de l'abondance et de la richesse en macroinvertébrés peuvent être observées à l'aval de petits ouvrages même en absence de variation significative des variables physico-chimiques.

L'hydropériode* semble un facteur déterminant, que ce soit au sein ou à l'aval de la retenue.

En définitive, une retenue est susceptible d'impacter l'ensemble des organismes aquatiques, tant en son sein qu'à son aval, et son amont, notamment via les modifications des conditions abiotiques qu'elle génère. L'ampleur et la nature de ces impacts sont cependant contexte-dépendants, et donc variables en fonction, entre autres, du type de retenue, de son usage, de son mode de gestion, et du contexte naturel dans lequel la retenue s'insère, comme illustré dans la figure 26 ci-dessous.

Figure 26



Facteurs de contrôle de biodiversité à l'intérieur d'une retenue.

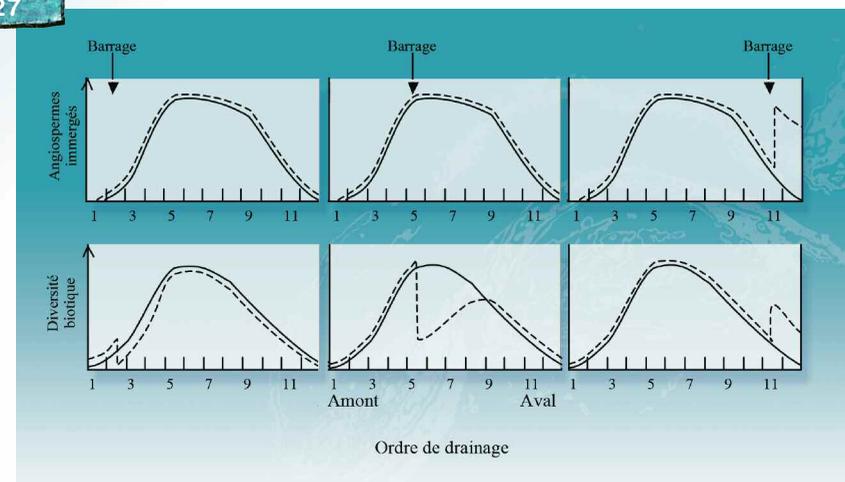
Effets des retenues sur les compartiments biologiques du cours d'eau et de son bassin versant

Au fil du temps, les concepts en écologie ont évolué afin de prendre en compte les pressions anthropiques et notamment les barrages problématiques pour de nombreux écosystèmes aquatiques. D'un point de vue fonctionnel, ces ouvrages sont à l'origine d'une rupture du continuum hydrologique conceptualisé par Vannote *et al.* en 1980 sous la forme du *River Continuum Concept* (RCC)²¹. Ce dernier trop générique et trop théorique a ensuite été élargi de façon à prendre en compte non seulement les facteurs pédo-climatiques mais également les perturbations anthropiques. C'est pourquoi, James V. Ward et Jack A. Stanford ont notamment développé l'idée de « discontinuité en série » (modèle conceptuel du *Serial Discontinuity Concept* [SDC]) pour exposer le cadre conceptuel des rivières fragmentées.

Le SDC, tout comme le RCC, permet une approche globale du système, sans prendre en compte les réponses individuelles des organismes aux perturbations. Un exemple, illustré par la Figure 27, montre que la réponse à l'implantation d'un ouvrage varie selon le groupe biologique concerné et la position du barrage sur le continuum amont aval : pour les macrophytes aquatiques, la réponse se manifeste par une augmentation à l'aval de l'ouvrage mais essentiellement lorsque celui-ci est implanté en aval de cours d'eau. La diversité des macroinvertébrés répond de manière très différente : elle tend à augmenter, quoique modestement, lorsque l'ouvrage est implanté en amont ou en aval du cours d'eau ; au contraire la réponse est forte et négative quand l'ouvrage est situé dans les portions médianes du cours d'eau.

En confrontant le SDC aux données empiriques depuis 1983, les auteurs ont mis en exergue la difficulté principale qui est de démêler les effets de la fragmentation due aux ruptures par les barrages, de ceux des autres paramètres environnementaux qui caractérisent les écosystèmes lotiques dans le contexte des rivières régulées. C'est pourquoi, ils proposent un changement d'échelle afin de mieux prendre en compte les effets de multiples barrages et leurs conséquences à large échelle, en s'intéressant au contexte paysager (*landscape*) et au paysage rivulaire (*riverscape*). Des métriques de type « paysage rivulaire » (*riverscape*) permettent de commencer à explorer comment des structures géomorphologiques influencent les habitats lotiques en y intégrant la connectivité, la fragmentation et la distribution spatiale de ces habitats.

Figure 27



Changement relatif de la diversité biotique (les macroinvertébrés) et des macrophytes basés sur l'interprétation de Ward & Stanford (1983) de la théorie du continuum en rivière naturelle (ligne continue) et les effets estimés (ligne pointillée) de la présence d'un barrage selon sa position sur le gradient.

Des effets largement liés à la densité de retenues sur un bassin-versant

Les bassins versants d'Afrique du Sud ayant une forte densité de retenues (*small farm dams*), présentent des valeurs faibles d'un indice biotique national (Average Score Per Taxon – ASPT ; Armitage *et al.*, 1983) basé sur les macroinvertébrés benthiques. Les taxa opportunistes qui sont tolérants à la pollution (mollusques, hétéroptères par ex.) et capables d'exploiter des habitats variés (chironomidés par ex.) ainsi que ceux qui préfèrent les faibles courants augmentent, alors que les taxa sensibles à la pollution et aux perturbations diminuent en abondance (trichoptères par ex.).

D'autres travaux ont montré que même des retenues relativement petites peuvent avoir des effets profonds sur l'intégrité biologique des rivières. Les effets locaux sur les macroinvertébrés sont une hausse de la densité de filtreurs comme certains chironomidés ou certains hydroptérygides dans les stations situées à l'aval des retenues et une augmentation de l'abondance et de la richesse en EPT des zones en amont direct des ouvrages. Concernant plus particulièrement les éphéméroptères, des augmentations d'abondance des *Baetidae* et *Caenidae* en relation avec des fortes densités de retenues ont également été documentées. Une étude a tenté de quantifier les effets physiques, chimiques et biologiques d'une série de trois barrages successifs au fonctionnement différent (en termes de volume et de régime de restitution à la rivière) sur une rivière australienne à travers les données obtenues sur 25 sites distribués sur le cours principal et ses affluents. Les assemblages d'invertébrés benthiques à l'aval des barrages présentaient relativement plus de taxons polluo-tolérants (chironomidés, oligochètes, acariens) et relativement moins de taxons polluo-sensibles (EPT), avec une récupération quasi-complète observée environ 4 km à l'aval de la retenue pour le barrage intermédiaire. Les auteurs considèrent que l'effet « barrière » des barrages, combiné avec le maintien de faibles débits, sont les facteurs majeurs déterminant l'abondance et la richesse des communautés d'invertébrés, notamment dans le premier kilomètre à l'aval de chaque barrage.

Concernant les communautés piscicoles des cours d'eau, des réponses significatives à l'augmentation des plans d'eau dans les bassins sont fréquemment documentées comme par exemple une augmentation des espèces tolérantes et omnivores comme la carpe commune par exemple. Concernant les poissons, il ressort néanmoins que l'impact cumulé des ouvrages ne se limite généralement pas à un simple effet additif mais obéit à des patterns plus complexes. Une étude sur plus de 13 000 sites dans le Wisconsin (USA) a permis de constater que la richesse en espèces de poissons est affectée négativement par la multiplication des ouvrages en aval, et notamment dans des cours d'eau de tête de bassin (rang de Strahler de 1). Dans un contexte de cours d'eau européens, d'autres travaux ont pu notamment remarquer que la part des espèces rhéophiles dans l'assemblage est d'autant plus réduite que le nombre d'ouvrages sur le bassin est important et la distance entre ouvrages sur le secteur étudié est réduite (un schéma inverse étant observé pour les espèces limnophiles).

Dans un registre différent, concernant les organismes peuplant les plans d'eau eux-mêmes, de nombreux travaux témoignent que l'abondance de certains taxons ou la composition des communautés d'un plan d'eau dépend pour partie de la densité et de la proximité de plans d'eau dans le voisinage, témoignant ainsi de l'influence déterminante des échanges d'organismes entre plans d'eau d'une même région. Ainsi, en étudiant 76 mares et étangs dans un paysage péri-urbain de Grande-Bretagne, il a été montré que la présence de certains taxons d'invertébrés dépendait de facteurs propres au plan d'eau lui-même (taille abondance de végétation par exemple) mais aussi de facteurs spatiaux reflétant la proximité d'autres plans d'eau.

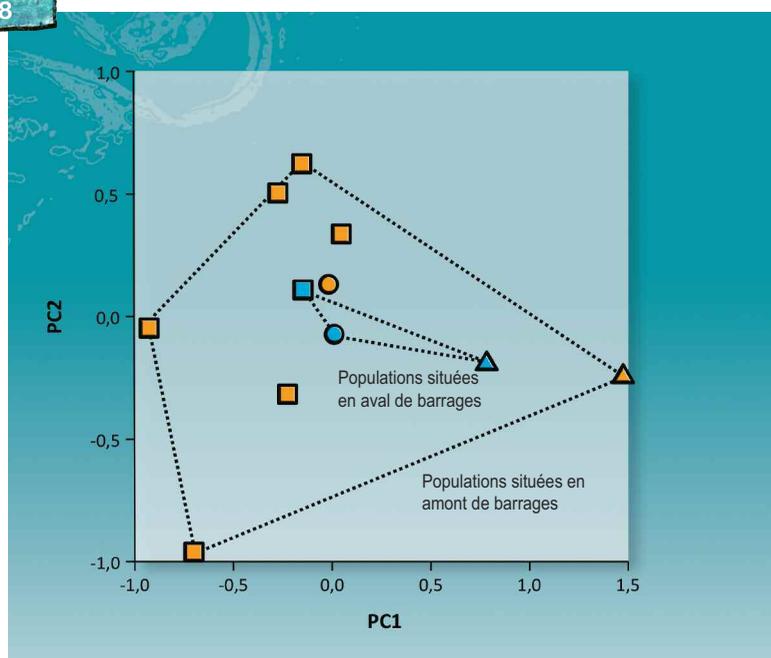
La fragmentation des habitats et l'évolution de la connectivité du milieu influencent en profondeur les biocénoses aquatiques

Dans les paysages fragmentés, les mouvements entre habitats (par ex. segments de cours d'eau), donc leur connectivité, jouent un rôle primordial dans la persistance des populations en assurant les flux génétiques, la possibilité de recolonisation après extinction locale, la liaison entre différents habitats complémentaire pour la reproduction ou l'acquisition des ressources. En altérant les possibilités de dispersion des organismes aquatiques, les retenues sur cours d'eau accroissent la fragmentation du réseau hydrographique considérée comme l'une des plus sévères menaces pesant sur la diversité des espèces. De plus, le fractionnement des habitats implique aussi des conséquences génétiques.

■ Fragmentation du réseau hydrographique, conséquences génétiques et effets sur la viabilité des populations

Au sein des réseaux hydrographiques, les populations de poissons présentent fréquemment une structuration génétique longitudinale marquée entre autres par une perte de diversité génétique de l'aval vers l'amont. Cette situation est notamment attribuée à l'asymétrie du flux d'organismes et donc des flux géniques : en conditions naturelles, les flux de l'amont vers l'aval dominent ceux de l'aval vers l'amont. En limitant fortement les possibilités de dispersion des organismes en particulier de l'aval vers l'amont, les retenues, barrages et autres obstacles tendent à exacerber ces patterns spatiaux et à renforcer la différenciation génétique entre populations (Figure 28). Ainsi en comparant la situation de cours d'eau fragmentés (par des réservoirs ou des petits barrages au fil de l'eau) avec celle de cours d'eau non fragmentés, des études ont pu montrer, dans des contextes très différents notamment du point de vue de l'ancienneté de la fragmentation (de plusieurs décennies à quelques siècles) que la fragmentation du réseau hydrographique s'était effectivement traduite chez plusieurs espèces par une baisse de diversité génétique (diminution de la richesse allélique) et une plus grande différenciation génétique des populations. D'autres travaux ont confirmé l'influence des obstacles artificiels dans la structuration génétique des populations, en montrant par exemple l'existence d'un lien positif entre distance génétique entre populations et le nombre et la taille des barrages qui les séparent ou l'âge des ouvrages.

Figure 28

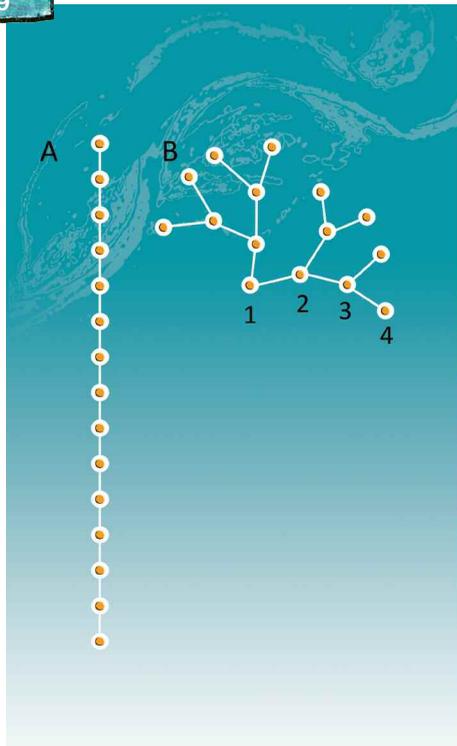


Caractérisation génétique de populations du salmonidé *Salvelinus leucomaenis* (Analyse en composantes principales sur les données de fréquences alléliques de 5 loci microsatellites) en fonction du contexte de fragmentation du réseau hydrographique (populations isolées par des barrages versus populations interconnectées). Les populations isolées en amont de barrages (symboles blancs) présentent une faible richesse génétique (nombre d'allèles réduit) mais divergent fortement les unes des autres. À l'inverse, les populations interconnectées (symboles noirs) présentent de fortes richesses génétiques (nombre d'allèles important) mais des caractéristiques proches du fait de l'importance des échanges d'individus entre elles (source Yamamoto et al., 2004).

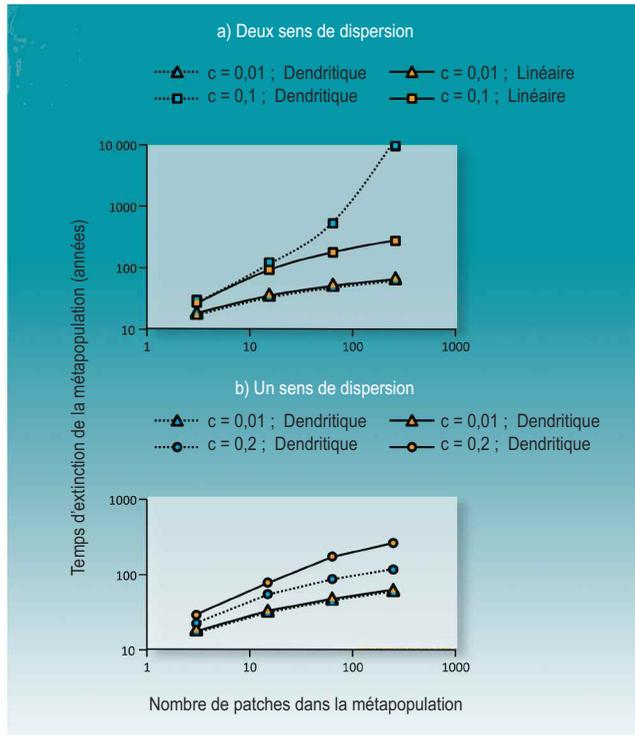
Par ailleurs, il semble que les populations de petite taille, une fois isolées par des retenues, se révèlent plus particulièrement vulnérables à la perte de diversité génétique en raison d'une sensibilité accrue au phénomène de dérive génétique. Par ailleurs, la fragmentation du réseau hydrographique par les retenues en appauvrissant génétiquement les populations peut ainsi augmenter leur vulnérabilité aux processus d'extinction par le biais d'impacts sur la fécondité, le taux de croissance, la survie ou l'aptitude à la compétition par exemple.

Les suivis *in situ* permettent rarement de traiter de l'effet des retenues sur le long terme. L'utilisation de modèles de dynamique ou de viabilité de populations vient donc en complément, pour permettre de prédire le devenir des populations sur le temps long suite à l'implantation d'une retenue. À partir d'un modèle simple de métapopulation* (sous-populations d'une seule et même espèce interconnectées par des échanges d'individus) prenant en compte à la fois un taux annuel d'extinction constant à l'échelle d'un patch d'habitat (c'est-à-dire d'un segment de cours d'eau) et la possibilité de recolonisation à partir des patches voisins, des travaux théoriques ont ainsi montré : d'une part, qu'en situation naturelle²², des réseaux de forme dendritique génèrent moins de risque d'extinction de la métapopulation et sont ainsi plus résilients que des réseaux de forme linéaire ; d'autre part, que lorsque les processus de recolonisation ne s'établissent que de l'amont vers l'aval (situation qui prévaut dans les cas des systèmes fragmentés par des retenues, les déplacements actifs de l'aval vers l'amont étant contraints par les obstacles), la probabilité d'extinction de la métapopulation augmente sensiblement et les systèmes linéaires sont alors plus résilients (moindre risque d'extinction) que les systèmes dendritiques (Figure 29).

Figure 29



Géométries alternatives pour la dynamique de métapopulation dans des réseaux hydrographiques fictifs : disposition linéaire des patches pour (A) et dendritiques, avec un réseau hiérarchique à 4 niveaux pour (B). Les cercles noirs représentent les patches d'habitat, et les segments les voies de dispersion possibles.



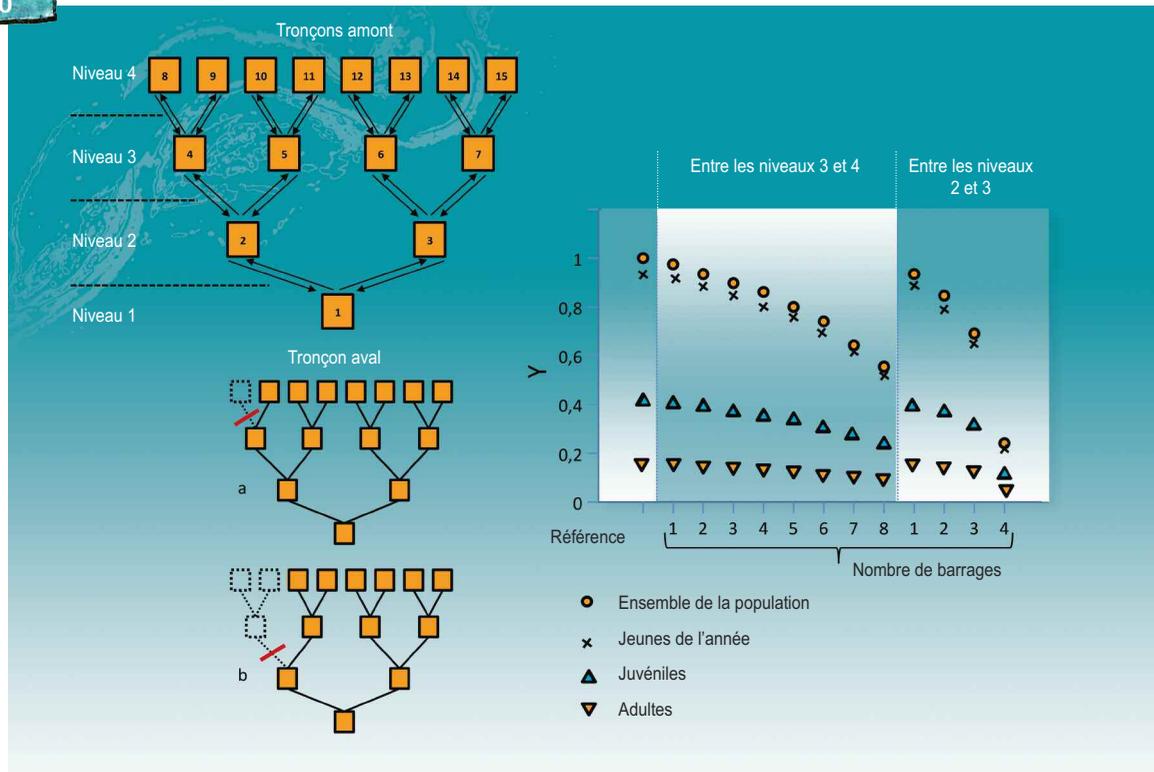
Durées de vie moyenne des métapopulations pour des systèmes de patches disposés en réseaux linéaires (situation A) ou dendritiques (situation B). Les probabilités de colonisation par an sont données par le paramètre c ($c =$ probabilité d'être recolonisé par dispersion depuis un patch immédiatement voisin). Dans tous les cas, la probabilité d'extinction par patch et par an était de 0,1, les conditions initiales correspondaient à une occupation complète de tous les patches. Dans le cas a, la dispersion peut advenir à la fois vers l'aval et vers l'amont. Dans le cas b, elle ne peut advenir que vers l'aval.

D'autres travaux montrent que l'impact potentiel de la fragmentation hydrographique par le biais de barrages sur une population de truites serait d'autant plus fort que les ouvrages sont situés en aval du réseau hydrographique, et que la multiplication des retenues présenterait un effet cumulatif sur la dynamique de populations (Figure 30, page suivante). Par ailleurs, une fois isolée, la population amont est susceptible de s'engager dans des processus évolutifs différents de ceux de la population aval pouvant aller jusqu'à entraîner des différences écologiques ou biologiques, notamment sur les traits d'histoire de vie²³ en lien avec une divergence sur le plan génétique.

22 - Avec la possibilité de recolonisation par l'amont et par l'aval.

23 - Les traits d'histoire de vie sont définis comme étant un ensemble de caractéristiques associées au cycle biologique d'une espèce qui décrivent certaines propriétés et fonctions spécifiques des individus d'une population, telles que la taille à la naissance, l'âge à maturité, le nombre, la taille et le sex-ratio des jeunes produits, la fréquence de reproduction, le taux de survie en fonction de l'âge, la longévité, etc.

Figure 30



Simulation de l'effet de l'établissement de barrages sur la dynamique d'une population de truite dans un réseau hydrographique dendritique fictif. Les graphiques indiquent l'effet d'une augmentation graduelle du nombre de barrages sur l'état d'équilibre de la population globale et des différents stades (jeunes de l'année, juvéniles plus âgés et adultes). Le terme Y constitue un indice de densité globale de truite (aux différents stades) dans le réseau hydrographique. D'après Charles 1998.

■ Connectivité, témoin de la perméabilité de la matrice paysagère

Afin d'évaluer l'impact cumulé des retenues sur les biocénoses aquatiques, il semble indispensable d'aborder le système à une échelle spatiale plus large et de prendre en considération la connectivité entre les différents habitats locaux, étant donné que la plupart des espèces aquatiques sont structurées en métapopulations. Pour les organismes aptes à la dispersion, la connectivité constitue une perméabilité de la matrice paysagère.

La connectivité écologique est une connectivité physique, hydraulique comme évoqué précédemment. Pour les espèces fortement associées aux cours d'eau, la présence de retenues en morcelant les habitats va ainsi diminuer ou faire disparaître cette connectivité physique et aura des conséquences importantes sur les espèces végétales et animales. Pour les espèces lenticules adaptées aux retenues, les connexions hydrauliques entre des petits plans d'eau peut favoriser leur dispersion généralisée au sein du bassin et donc modifier la biodiversité à l'échelle locale (diversité alpha) et régionale (diversité beta et gamma). À souligner toutefois que cet impact est plus équivoque qu'il n'apparaît en première approche, dans la mesure où il peut concerner aussi bien des espèces à dimension patrimoniale que des espèces exotiques potentiellement invasives.

La connectivité est également une perméabilité de la matrice du paysage pour les organismes capables de s'y déplacer (par exemple amphibiens, insectes aquatiques). La connectivité favorise potentiellement tous les groupes biologiques, mais les implications sur la structure* des métapopulations dépendent probablement de leur stratégie de dispersion. Pour les amphibiens et les macroinvertébrés (abondance, richesse et dynamique de population), la composition du paysage terrestre et des habitats environnants est un facteur très important. Pour les poissons et plus généralement pour les organismes strictement inféodés à l'eau, la connectivité s'établit essentiellement via des systèmes aquatiques permanents ou temporaires. À titre d'exemple, les travaux d'Olden *et al.* (2001) montrent que la composition des assemblages de poissons de lacs naturels en Ontario (Canada) s'explique davantage par la connectivité entre les lacs via le réseau hydrographique que par les caractéristiques physiques ou chimiques des lacs eux-mêmes.

La distance entre les petits plans d'eau et leur nombre jouent également un rôle prépondérant pour le maintien et le développement de populations d'espèces liées aux milieux. À titre d'exemple, une étude en Suisse constate que la présence de tritons (*Triturus helveticus*, *T. alpestris* et *T. cristatus*) est positivement reliée au nombre de petits plans d'eau dans une zone environnante de 50 ha soulignant l'importance des échanges entre sous-populations

L'arrangement spatial des petits plans d'eau, tout comme la simple distance entre deux sites, joue également un rôle majeur dans la répartition des espèces et leurs dynamiques.

Les retenues peuvent modifier la perméabilité paysagère pour certaines espèces et jouent un rôle important de corridors de migration et de milieux relais (*stepping-stones*) pour certaines d'entre elles. Ce rôle de *stepping-stone* peut favoriser des espèces en déclin inféodées aux milieux lentiques. Mais ce phénomène est également impliqué dans l'implantation et l'expansion d'espèces invasives comme par exemple la grenouille taureau au Japon.

Des outils et méthodes mobilisables pour aborder les impacts écologiques

Actuellement, il n'existe pas d'approche permettant de comprendre et surtout d'anticiper les effets cumulés des retenues de manière globale sur le volet écologie. Cependant, des méthodes qualitatives ou quantitatives ou des démarches méthodologiques potentiellement mobilisables existent et pourraient, en partie, être transposées à la question des retenues et aborder les différentes facettes de leurs impacts écologiques. De plus, des méthodes sont en plein essor pour aborder les questions de la structuration spatiale des communautés et leurs dynamiques. Concernant le cadre d'analyse global à adopter, il semble important de concilier à la fois les observations dont on dispose avec des prédictions réalisées par modélisation. Bien qu'il soit relativement général, ce cadre d'analyse peut servir d'aide à la décision pour la gestion des milieux et permet ainsi de considérer des effets non-additifs.

■ Des méthodes d'évaluation dédiées aux impacts de premier ordre en appui à la décision publique

Des bioindicateurs et des métriques fonctionnelles qui répondent à la présence de retenues

Comme évoqué précédemment, la présence et l'abondance de retenues dans le bassin versant se traduisent par des modifications de la distribution des espèces et de la composition des communautés des cours d'eau. Logiquement les bioindicateurs actuels rendant compte de l'état des communautés vivantes ou les métriques fonctionnelles qui les composent vont donc réagir à des degrés divers à la présence de retenues. Des réponses des bioindicateurs comme l'IPR+, l'I2M2, ou l'IBD à la présence de retenues ou à des altérations qui peuvent être causées par des retenues (par exemple altération de l'hydrologie ou de la dynamique thermique) ont ainsi été mises en évidence. Reste que ces outils ont été conçus pour leur caractère intégrateur (capacité à enregistrer une large gamme de pressions) et que leur sensibilité n'a pas été optimisée par rapport à la question de l'impact des retenues.

Méthode d'évaluation des risques liés aux impacts hydrologiques

La problématique des modifications de débits peut être concrètement abordée et quantifiée à partir d'outils existants non-spécifiques à la problématique des retenues. Il est important de rappeler que l'utilisation de ces méthodes éco-hydrologiques nécessite au préalable une bonne connaissance des altérations hydrologiques, particulièrement là où les altérations hydrologiques sont notables et/ou les enjeux biologiques sont forts. De plus, ces méthodes ne concernent que les effets d'altérations hydrologiques / hydrauliques à l'aval des ouvrages, et ces altérations ne constituent qu'une partie des effets des retenues, parfois secondaires. Ces outils quantitatifs se basent sur deux types d'approches techniques complémentaires qui sont habituellement utilisées pour guider la définition des débits écologiques à l'échelle des tronçons de cours d'eau comme à l'échelle des bassins versants :

■ **les approches « hydrologiques »** comme la démarche ELOHA *Ecological Limits of Hydrological Alteration*, (Poff, Richter *et al.* 2010)) qui apparaît comme la plus aboutie et la plus utilisée en considérant plusieurs groupes biologiques : poissons, macroinvertébrés, végétation riparienne. Les auteurs préconisent plutôt d'adopter des modèles multivariés permettant de prédire les réponses écologiques en tenant compte à la fois de variables hydrologiques et de variables additionnelles qui ne sont pas liées aux débits (température, substrat, régime de perturbation...);

■ **les approches « hydraulique et habitats »**, ciblées sur les débits bas à moyens, couplent des modèles hydrauliques et des modèles biologiques pour traduire certaines altérations hydrologiques en altération de qualité de l'habitat hydraulique pour les organismes. Elles sont couramment utilisées en France avec des supports disponibles pour les poissons tels que EVHA ou Estimhab, tous deux disponibles en ligne (<http://dynam.irstea.fr>). Lorsque les changements d'habitat sont marqués, ce type d'approche a apporté des prédictions convaincantes des effets des modifications de débits d'étiage sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés.

Ces deux approches techniques ne fournissent pas directement de valeurs de débits écologiques, et encore moins de valeurs de nombre ou de surface de retenues « supportables » dans un bassin versant, mais elles peuvent fournir des informations pertinentes pour l'aide à la décision en comparant les effets écologiques de différents scénarios de gestion. Comme ces méthodes s'appliquent à l'échelle de bassins versants, elles nécessitent avant tout une modélisation/extrapolation écologique de bassin. Plusieurs stratégies sont alors possibles. Une première consiste à identifier des sites représentatifs du problème posé et/ou à enjeu écologique fort sur lesquels la modélisation d'habitat sera poussée. C'est l'option choisie par les études « volumes prélevables » dans le bassin du Rhône. Une seconde solution est de faire des approximations sur le fonctionnement hydraulique du bassin pour modéliser les altérations d'habitat sur l'ensemble du bassin.

Dans le domaine de la définition des débits écologiques, du fait des incertitudes hydrologiques et écologiques cumulées, une partie de la littérature s'est attachée à définir des démarches permettant de combiner expertise et outils disponibles. Ces démarches se basent généralement sur une comparaison technique de scénarios de gestion et impliquent :

- la description du contexte hydrologique naturalisé et actuel, des usages actuels et des scénarios de gestion envisagés ;
- la description du contexte écologique au sens large ;
- l'identification des métriques pertinentes (hydrologiques et/ou habitats et/ou autres) pour décrire les impacts des scénarios (modifications des usages, altérations du milieu) ;
- la comparaison des scénarios (Figure 31).

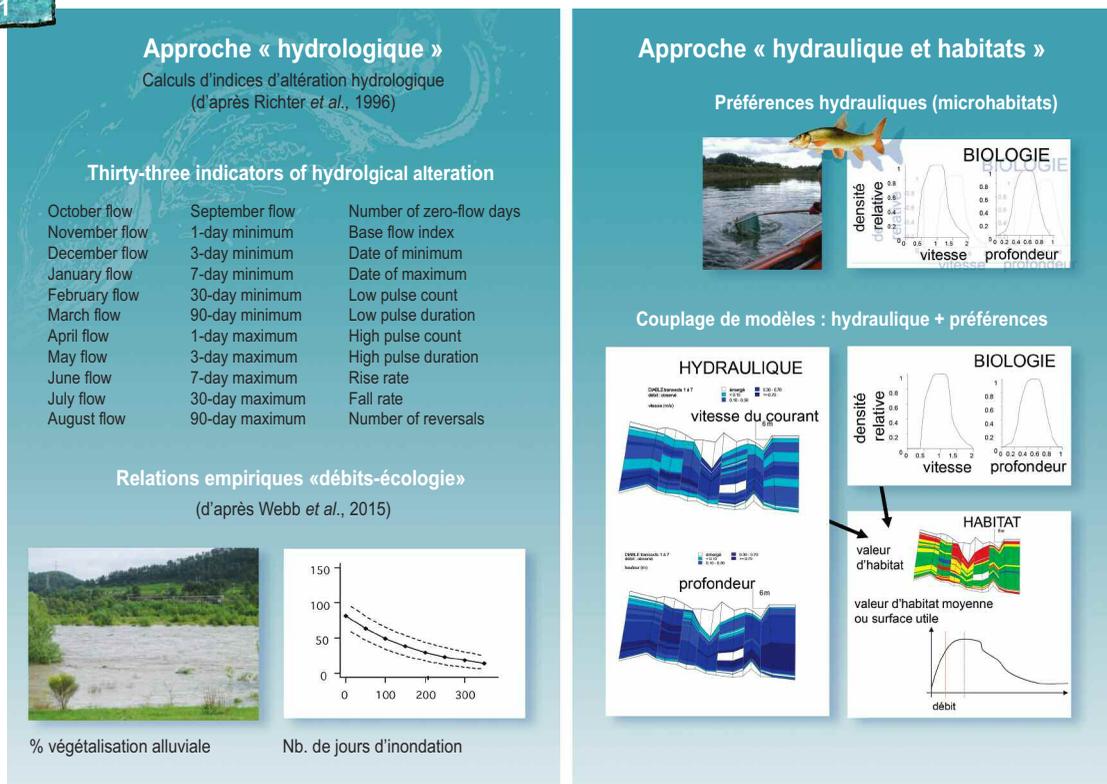
■ **Méthode axée sur les espèces à enjeux**

Un cadre méthodologique proposé par Vander Zanden et Olden (2008) permet d'apprécier la vulnérabilité des plans d'eau (dont des retenues) vis-à-vis de trois espèces invasives : un poisson, un bivalve, et un crustacé (Figure 32). Leur démarche repose sur la prise en compte successive de la capacité de dispersion des espèces et l'accessibilité des sites, la capacité des sites à permettre le développement des espèces invasives et les impacts négatifs potentiels des espèces invasives sur l'écosystème récepteur. Une telle approche paraît pouvoir assez aisément être adaptée à d'autres contextes géographiques même si elle demande une connaissance détaillée des espèces en cause (niche écologique, capacité de dispersion) et des milieux récepteurs potentiels.

■ **Méthode axée sur l'identification des ouvrages les plus impactant**

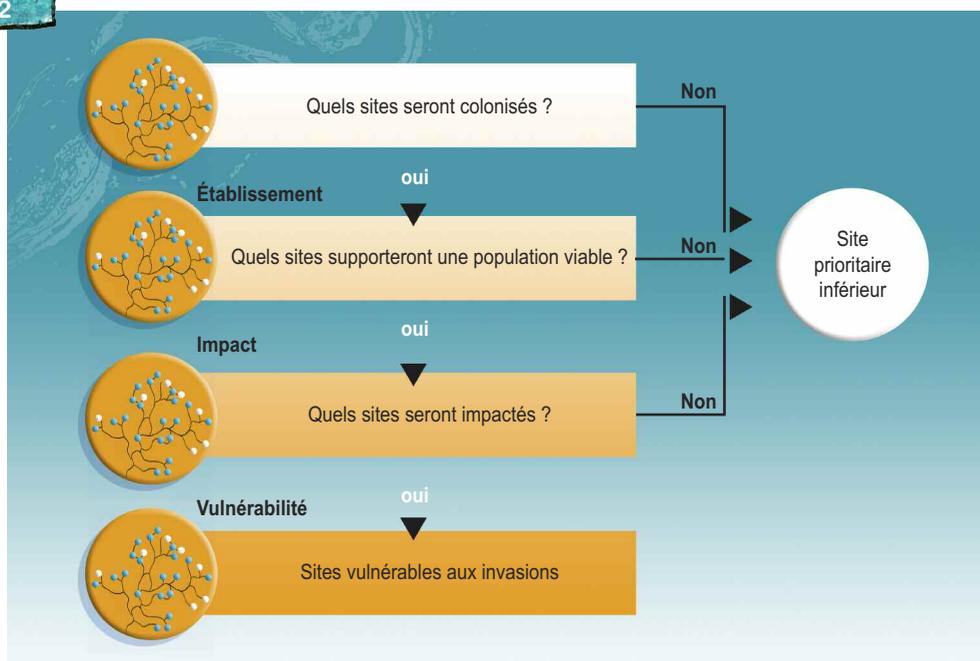
En partant du cas concret de l'État de Californie, Grantham *et al.* (2014) ont proposé une démarche pour évaluer les risques écologiques posés par les retenues en se focalisant plus particulièrement sur la problématique hydrologique, l'objectif *in fine* étant de disposer d'une évaluation globale de l'ensemble des retenues de la région et d'en déduire des préconisations opérationnelles en termes de gestion et le cas échéant d'effacement de certaines retenues. Cette démarche propose une démarche de sélection et d'évaluation en plusieurs étapes.

Figure 31



Représentation simplifiée des approches «hydrologique » et « hydraulique et habitats » utilisées pour définir des débits écologiques. L'approche hydrologique quantifie la distance au régime naturel pour de nombreuses variables reflétant l'ensemble des aspects du régime, puis se base sur la recherche de relations empiriques « débits-écologie ». L'approche habitat, ciblée sur les débits bas à moyens, utilise un modèle hydraulique pour décrire les caractéristiques hydrauliques du microhabitat des espèces (ex. : vitesses, hauteurs d'eau) ; couplé avec des modèles biologiques de préférence hydraulique, le modèle estime des altérations de valeur d'habitat ou de surface favorable dans le tronçon de cours d'eau. Extrait de Lamouroux et al.

Figure 32



Un cadre conceptuel pour évaluer la vulnérabilité d'un site dans un paysage comportant plusieurs lacs. L'approche évalue séparément le potentiel pour l'introduction, l'installation et les effets indésirables d'une espèce invasive donnée pour chaque lac d'une succession. L'évaluation de la vulnérabilité pour des lacs individuels peut aider à cibler la prévention des espèces invasives et les efforts de gestion. D'après Vander Zanden et Olden (2008).

Dans un premier temps, cette approche consiste à identifier les retenues interceptant un bassin versant significatif (les auteurs écartent les retenues contrôlant moins de 1 km² de bassin versant considérant qu'en deçà de cette limite, les impacts hydrologiques étaient négligeables). Ensuite pour chaque retenue considérée des éléments plus ou moins précis (selon la disponibilité des données) concernant leur impact hydrologique potentiel ou avéré sont mobilisés. Enfin le risque écologique est apprécié en tenant compte du fait que le cours d'eau sur lequel est implanté la retenue abrite des espèces de poissons potentiellement vulnérables aux modifications hydrologiques ou si des extinctions locales de ce groupe d'espèces y sont avérées. Sur la base de ces éléments, les auteurs proposent alors de classer les retenues en fonction du risque écologique qu'elles représentent, d'identifier les retenues qui pourraient faire l'objet d'effacement et d'engager le cas échéant des investigations plus poussées.

Des méthodes d'évaluation destinées à prévoir l'évolution des communautés à l'échelle du territoire

■ Modèles de métapopulation et impact potentiel de la fragmentation des réseaux hydrographiques

L'impact potentiel de la fragmentation des réseaux hydrographiques est abordé par le biais de modèles plus ou moins élaborés intégrant le concept de métapopulations. À partir de ce type d'approche et en considérant des réseaux hydrographiques théoriques, il devient possible de tester des hypothèses et des scénarios quant à l'impact de la fragmentation générée par les retenues sur la pérennité des populations. Ainsi des travaux théoriques ont pu montrer que l'impact de la fragmentation sur la dynamique des populations pouvait varier fortement selon la structure du réseau hydrographique ou que l'impact potentiel des retenues dépendait bien sûr de leur nombre mais aussi de leur position dans le réseau hydrographique.

Ces approches de modèles de dynamique des populations peuvent aussi s'appliquer à des cas plus concrets. Jager *et al.* (2001) ont développé ce type de démarche pour mieux comprendre les conséquences de la fragmentation du réseau hydrographique de la Snake River (USA) sur le devenir à long terme des populations d'esturgeon *Acipenser transmontanus*. Pour ce faire, les auteurs ont associé à la fois des considérations très concrètes (structure du réseau hydrographique, positionnement des retenues et état des populations actuelles) avec des éléments de connaissances plus théoriques ou plus incertains (paramètres de dynamique des populations, capacité de dispersion) ce qui a permis d'identifier les sous-populations les plus fragiles, les ouvrages les plus pénalisants et de mieux cerner les processus clés dans le maintien des populations sur le long terme.

■ Notion de métacommunauté

Le concept de métacommunauté* (au sens d'une série de communautés locales interconnectées via des déplacements d'espèces potentiellement interactives) semble particulièrement séduisant pour aborder, à l'échelle d'un bassin versant, les interactions biologiques entre les cours d'eau et les milieux stagnants générés par les retenues, plus ou moins connectés au réseau hydrographique ou entre les retenues elles-mêmes. Ces approches restent cependant encore au stade du développement.

■ Modélisation des réseaux écologiques

De nombreux travaux qui ont abordé la question de la modélisation des processus écologiques dans les réseaux hydrographiques ont cherché à intégrer les échanges et le flux entre les différents éléments du paysage. Pour cela, il semble que les systèmes dendritiques soient les plus appropriés par rapport aux systèmes à deux dimensions plus classiques et typiques des écosystèmes terrestres en raison de contraintes imposées vis-à-vis du déplacement des organismes. Un cadre théorique, proposé par Fuller *et al.* (2015), permet la prise en compte des retenues dans le réseau hydrographique. Pour ce faire, ils identifient des habitats « cours d'eau », des agents de fragmentation (par exemple l'ouvrage de la retenue), des habitats créés par l'agent de fragmentation (par exemple le plan d'eau généré par le barrage) et des habitats de lisière. Bien qu'encore exploratoires et très récentes, ces propositions devraient aboutir à terme à des développements applicables au cas des retenues.



CONCLUSION

Globalement, la littérature académique internationale s'est révélée finalement assez pauvre concernant la question des retenues de petite taille et de leur impact sur l'écologie des cours d'eau en comparaison de l'abondante littérature traitant du cas des grandes retenues notamment hydroélectriques. D'autres milieux proches des retenues tels que les petits plans d'eau de type mares, étangs, grands barrages, barrages de castor ont donc été étudiés en complément de la littérature déjà connue des experts. L'analyse de ces différents travaux scientifiques a permis néanmoins d'apporter un certain nombre d'éléments clés de connaissances, de méthodes et d'outils qui sont au moins en partie transposables dans le cadre de cette expertise.

La présence des retenues est susceptible d'impacter l'ensemble des compartiments biologiques, via les modifications des conditions environnementales (qui concernent l'hydrologie, la morphologie, la physicochimie...) mais également en affectant la connectivité et les processus de dispersion des organismes. L'ampleur et la nature de ces impacts sont contexte-dépendants notamment en fonction :

- du type de retenue et de son mode de gestion ;
- du contexte naturel ;
- de la nature des communautés présentes et de leurs traits biologiques/écologiques majeurs ;
- du degré d'anthropisation plus ou moins important des systèmes concernés.

Contrairement aux impacts sur les compartiments abiotiques qui se manifestent essentiellement en aval des retenues, les impacts biologiques s'observent aussi vers l'amont ou régionalement en lien avec les possibilités de dispersion spécifiques des organismes. Par ailleurs, ces impacts s'établissent sur le temps long par exemple dans le cas des processus d'extinction liés à la fragmentation du paysage (tel que perçu par les espèces) par les retenues qui s'étendent sur plusieurs décennies/siècles. Quelques exemples montrent que les communautés vivantes continuent à évoluer 20 ans après l'édification d'une retenue. Mais la plupart des travaux abordent ces questions sur le court terme (quelques années après la construction des retenues) et il est donc probable qu'ils fournissent une vision partielle des impacts écologiques véritables. La question de l'effacement des retenues n'a pas été abordée en tant que telle dans cette expertise, mais il semble cependant qu'il existe des effets d'héritage : une fois une retenue effacée, le cours d'eau et ses communautés biologiques ne retournent pas nécessairement à la situation avant retenue. Ceci suggère que l'impact écologique des retenues peut perdurer bien après leur disparition.

Actuellement, il n'existe pas d'approche permettant de comprendre et surtout d'anticiper les effets cumulatifs des retenues de manière globale sur le volet écologie. Des outils potentiellement mobilisables sont cependant disponibles : des bioindicateurs ou métriques qui se révèlent sensibles aux retenues, des outils ou approches qui permettent d'aborder les impacts liés à l'hydrologie, la fragmentation, ou le risque vis-à-vis des espèces invasives...