

La suppression des barrages sur la rivière la Jouanne (Mayenne) :

I. Effets sur la ripisylve, les berges et la granulométrie

▪ Axel ROINÉ et Nicolas BOILEAU ▪

Les effets hydro-morphologiques de l'abaissement entre 2007 et 2016 de 15 barrages hydrauliques ont été étudiés sur la rivière la Jouanne en Mayenne sur la végétation en berge (ripisylve), les berges et la granulométrie du lit. La granulométrie évolue rapidement dès l'arasement avec un décolmatage et un déplacement des sédiments fins et des sables de l'amont vers l'aval effectif en quelques années. Corrélativement, le profil des berges s'adoucit et une végétation herbacée et arbustive s'installe sur les zones de dépôts exondées et évolue rapidement vers une strate boisée.

Introduction

Les cours d'eau figurent parmi les écosystèmes les plus affectés par l'Homme, et les espèces qu'ils abritent sont parmi les plus menacées de la planète (Jenkins, 2003 ; Nilsson *et al.*, 2007). Cela implique que les efforts soient redoublés pour restaurer leur fonctionnalité afin d'inverser cette tendance à la diminution des espèces (Dudgeon *et al.*, 2006). La restauration de la morphologie et des habitats des cours d'eau impactés sont particulièrement utilisés par les gestionnaires des cours d'eau comme outil de reconquête de la fonctionnalité et de la biodiversité des écosystèmes aquatiques dans de nombreux pays comme en Europe suite à l'entrée en vigueur de la Directive Cadre sur l'Eau (UE, 2000).

La restauration de la morphologie des cours d'eau implique souvent une dés-artificialisation des écoulements et des lignes d'eau par arasement des ouvrages hydrauliques transversaux (pour une revue de leurs effets, Wasson *et al.*, 1998 ; Malavoi & Salgues, 2011). Ce retour vers des cours d'eau moins anthropisés, entrepris depuis plusieurs décennies aux Etats-Unis puis en Europe, a permis des gains écologiques - et économiques (Jhunjunwala, 2010) - réels et quantifiables (Stanley & Doyle, 2003 ; Palmer *et al.*, 2005). En France, cette politique a démarré en 1996 sur des grands barrages hydro-électriques (Epple, 2002) puis s'est généralisée à l'ensemble des masses d'eau dont les altérations hydro-morphologiques avaient été mises en évidence comme facteur de non atteinte réglementaire

du bon état écologique. En Mayenne, la rivière la Jouanne figure parmi les cours d'eau dont la politique de restauration de la morphologie est la plus avancée avec, depuis 2007, la suppression ou le réaménagement de 28 ouvrages (seuils de moulins, barrages hydrauliques et ponts) parmi les 35 identifiés le long du lit mineur de la Jouanne (Hydroconcept, 2013 ; Boileau, *obs.pers.*). Les impacts engendrés par ces modifications sur l'hydro-morphologie du lit du cours d'eau y ont été évalués régulièrement (Boileau, 2011 ; Hydroconcept, 2013) tout comme les évolutions qualitatives et quantitatives sur la faune invertébrée et piscicole du cours d'eau (Hydroconcept, 2009-2015 ; Boileau, 2018 *in prép.*). La présente étude se propose de comparer l'évolution cinétique des différents compartiments hydro-morphologiques à partir de sites suivis avant les travaux d'arasement (i.e.



La Jouanne au Béliér à Entrammes

2008) et l'année 2016. Trois compartiments clés ont été étudiés : la végétation en berge, la structure des berges et la granulométrie du lit mineur. Les résultats sont discutés par comparaison avec les études disponibles sur le sujet.

Matériel et Méthodes

Zone d'étude

La Jouanne est un affluent en rive gauche de la Mayenne situé à l'est de Laval qui prend sa source au niveau de Sainte-Gemmes-le-Robert, au pied du Mont Rochard (325 m a.s.l.). La superficie totale du bassin versant est de 422 km². Elle dispose de 34 affluents principaux (208 km cumulés).

La Jouanne s'écoule sur environ 66 km en suivant une direction nord-est / sud-ouest. Son profil est assez rectiligne sur la partie amont de la zone d'étude où on observe un dédoublement du lit

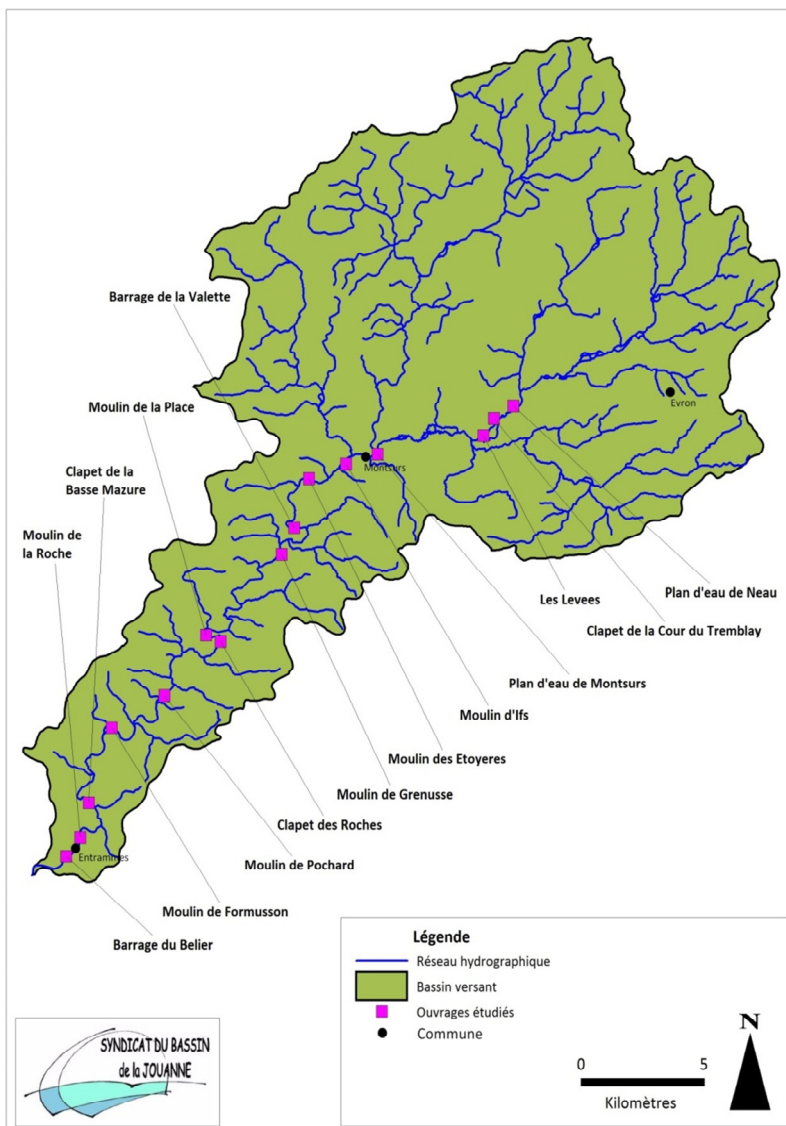
majeur sur plusieurs secteurs. En aval de Montsûrs, la Jouanne méandre dans une vallée qui se resserre, avec des secteurs parfois encaissés (Argentré, Saint-Cénére). La largeur de la vallée varie de 300 m à Saint-Cénére à plus de 2 km au nord d'Evron.

La Jouanne est caractérisée par un module (débit moyen mensuel) de 3,07 m³/s pour une superficie de bassin versant de 410 km² (station de jaugeage de Forcé) soit un débit spécifique de 7,49 L/s/km de bassin. Les amplitudes entre les débits d'étiage et les débits de crue sont importants avec un QMNA5 de 0,093 m³/s (débit minimal mensuel annuel de retour 5 ans) et des débits de crue maximum de 79 m³/s (DREAL Pays de la Loire). Le lit mineur de la Jouanne est caractérisé jusqu'en 2007 par la présence de 35 ouvrages hydrauliques transversaux de type clapet oscillant et seuils bétonnés en partie associés à d'anciennes chaussées de moulins. Pour les 28 ouvrages qui ont été démantelés, abaissés ou réaménagés, l'abaissement moyen de la ligne d'eau a été de 1,1 m (0,7-1,5 m) et la réduction du taux d'étagement du cours d'eau avoisine 60 %.

Méthodologie

La méthodologie consiste à mesurer l'évolution des compartiments végétation, berge et granulométrie du lit mineur sur 15 sites aménagés depuis 2008 à partir de l'année d'abaissement de la ligne d'eau du site (Fig. 1 ; Tab. 1). Les relevés de 2016 seront comparés avec ceux effectués dans le cadre des études préalables à l'aménagement des ouvrages pour le compartiment berge notamment (Hydroconcept, 2008). Les relevés se font sur la base de transects géographiquement identifiés, positionnés transversalement au lit du cours d'eau et réalisés en 2008 depuis l'aval de chaque ouvrage (n=1), au droit de chaque ouvrage (n=1) et en amont de celui-ci (n=3,46 en moyenne ; écart : 1-7), en fonction de la longueur de l'ancienne zone d'influence de l'ouvrage (ci-après ZI) et de l'accessibilité à pied (profondeur < 1,2 m) (Hydroconcept, 2008). Tous les relevés (n=82 transects) sont effectués pour un débit de la Jouanne compris entre le module et le QMNA soit une période discontinue comprise entre le 28 avril et le 28 juin 2016 (Onema, 2015).

Figure 1 : Localisation des ouvrages étudiés



Nom ouvrage	Commune	Travaux	Année des travaux
Barrage du Bélier	Entrammes	Remplacement par un seuil enroché	2013
Clapet de la Basse Mazure	Forcé	Démantèlement	2010
Moulin de Formusson	Forcé	Abaissement	2013
Moulin Pochard	Bonchamp-les-Laval	Remplacement par un radier naturel	2011
Clapet des Roches	Argentré	Abaissement	2011
Moulin de la Place	Argentré	Démantèlement	2010
Moulin de la Roche	Entrammes	Abaissement 2011, Démantèlement 2016	2011
Moulin de Grenusse	Argentré	Abaissement 2007, Démantèlement 2016	2007
Barrage de la Valette	Saint-Cénére	Remplacement par un seuil enroché	2013
Moulin des Etoyères	Saint-Cénére	Remplacement par un seuil enroché	2010
Moulin deslfs	Montsûrs	Démantèlement	2009
Plan d'eau de Montsûrs	Montsûrs	Démantèlement	2013
Les Levées	Brée	Remplacement par un seuil enroché	2010
Clapet de la Cour du Tremblay	Neau/Saint-Christophe-du-Luat	Remplacement par un seuil enroché	2010
Barrage de Neau	Neau	Démantèlement	2009

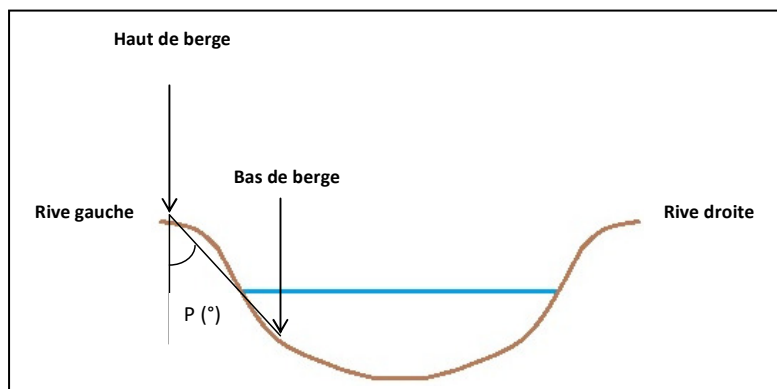
Tableau 1 :
Liste des barrages
étudiés, type et année
des travaux

Concernant la végétation, pour chaque profil, sur une longueur de 4 m répartie de part et d'autre du transect, les paramètres suivants sont relevés : le taux de recouvrement par strate (exprimée en % relatif par projection au sol), la largeur de la ripisylve (en m), son âge (jeune, intermédiaire, vieillissante), le type de végétation (herbacée, arbustive basse, arbustive haute, arborée) et les essences présentes (jusqu'au rang d'espèce). La continuité longitudinale de la ripisylve sur chaque rive en haut et bas de berge est décrite en utilisant la typologie retenue dans le protocole CARHYCE (Onema, 2015). Seules les strates arborées et arbustives sont considérées pour cette évaluation. Concernant la berge, plusieurs domaines de caractérisation ont été identifiés : le type de berge, la stabilité, l'érosion latérale (exprimée par classe de 25 %) et sa pente. Celle-ci est calculée à partir de relevés métriques de la hauteur et de la profondeur en utilisant la formule suivante : $\text{Pente (en } ^\circ) = \cos^{-1} \left[\frac{\text{profondeur}^2 + \text{hauteur}^2}{\text{hauteur}^2} \right]$

(profondeur ²+hauteur²) à partir des transects de 2008 et de 2016. La pente s'entend comme l'angle formé entre le plan vertical et la pente inclinée de la berge, le sommet de l'angle étant le haut de la berge (Figure 2).

Concernant le lit mineur, la granulométrie est évaluée *in situ*, sur la base d'une évaluation visuelle reprenant le protocole CARHYCE et l'échelle granulométrique de Wenworth modifiée (Onema, 2015) en retenant les classes suivantes : blocs (1024 à 256 mm), pierres/galets (256 à 6 mm), grossiers (5 à 2 mm), de sables (2 mm à 62,5 µ), de limons/fins (< 62,5 µ), d'argiles et de matériaux artificiels sur le transect. Elle s'exprime en % en fonction des différentes classes granulométriques. Le degré de colmatage est évalué en utilisant la méthode dite d'Archambault (Archambault *et al.*, 2005) qui consiste à soulever des éléments et à estimer leurs facilités d'extraction ainsi que la densité du nuage de fines qui est libéré lors de cette extraction selon 5 classes de colmatage.

Figure 2 :
Schéma du calcul de la
pente de la berge



Les comparaisons interannuelles entre les paramètres environnementaux ont été effectuées en effectuant des régressions logistiques avec le logiciel R. version 3.1.2. L'évolution annuelle des paramètres a été réalisée en utilisant des régressions linéaires de type ANOVA. Les comparaisons entre valeurs moyennes en 2008 et 2016 ont été effectuées avec des tests de Student et de Chi². Les moyennes sont données avec leur écart-type, sauf précision contraire. Le niveau de significativité des tests statistiques est fixé à P<0,01.

Résultats

Évolution de la morphologie du cours d'eau : lit mineur

La comparaison entre 2008 (avant abaissement) et 2016 (après abaissement) montre que le lit mineur de la Jouanne s'est érodé de $0,24 \pm 0,17$ m en moyenne (min/max : 0,09-0,73, n=37 transects). Cette différence n'est pas significative ($t_{\text{test}} = 1,23$; $P=0,21$). La forte variabilité observée est liée aux transects réalisés au droit des ouvrages abaissés, là où le lit mineur a été fortement approfondi, dans les cas de suppression des radiers béton des ouvrages par exemple. Sans ces transects, la moyenne est de $0,16 \pm 0,13$ m.

La largeur du lit d'étiage a connu une diminution significative proche de 3 mètres entre 2008 et 2016 (test χ^2 : $X^2 = 0,9$; $P < 0,01$; Tableau 2) ce qui traduit une réduction de section du cours d'eau par dépôt alluvionnaire naturel ou provoqué (lors des travaux de suppression des ouvrages) et par dénoyage de banquettes et de radiers minéraux (pierres, blocs, grossiers) latéraux ou situés au milieu du lit. Cette réduction est en moyenne de $17,1 \pm 6,4$ % de la largeur initiale (section mouillée). Les valeurs proches entre l'amont et l'aval des ouvrages suggèrent que le processus de resserrement du lit est achevé spatialement (*cf* infra).

D'un point de vue granulométrique, la comparaison entre l'amont et l'aval des ouvrages montre une absence de différence dans la composition moyenne du substrat (Tableau 3), ce qui suggère une stabilisation des matériaux après l'abaissement des ouvrages et la fin des processus érosifs d'incision du lit en amont.

L'évolution temporelle des différentes classes granulométriques composant le

lit du cours d'eau montre une diminution significative des limons tant en début (i.e. à proximité de l'ancien ouvrage) ($F=4,47$; $P < 0,001$) qu'en fin de zone d'influence ($F=3,33$; $P=0,01$) alors qu'en aval il n'existe aucune tendance significative. La figure 3 illustre le décolmatage des zones d'influences les plus en amont (celles qui subissent un réajustement en premier) qui viennent colmater les zones amont les plus proches des ouvrages puis les zones en aval des ouvrages. Ce processus de reprise et déplacement des limons et des fines semble se terminer après la septième année après abaissement.

La dynamique est sensiblement la même pour les sables qui connaissent une augmentation significative de leur proportion sur les premières années (de 8 % à 90 %) après travaux en aval des ouvrages avant de diminuer ($F=2,56$; $P=0,01$; Figure 3). À proximité des ouvrages, la proportion de sables décroît ($F=5,67$; $P=0,001$). En fin de zone d'influence, après un déplacement vers l'aval, on assiste à un engraissement en 5^e année, signe d'un apport par l'amont suite à d'autres abaissements d'ouvrages et à une reprise active du transit sédimentaire.

Le pourcentage de grossiers sur les secteurs en aval des ouvrages est en augmentation significative sur l'ensemble de la période étudiée ($F=4,44$; $P=0,01$) ; alors qu'il est fluctuant sur la zone amont et sans tendance significative (début ZI : $F=17,25$; $P=0,09$; fin ZI : $F=5,6$; $P=0,1$), traduisant un processus de dépose / reprise de cette fraction sédimentaire au gré des processus de transit sédimentaire (ampleur et fréquence des crues) et des abaissements d'ouvrages en amont.

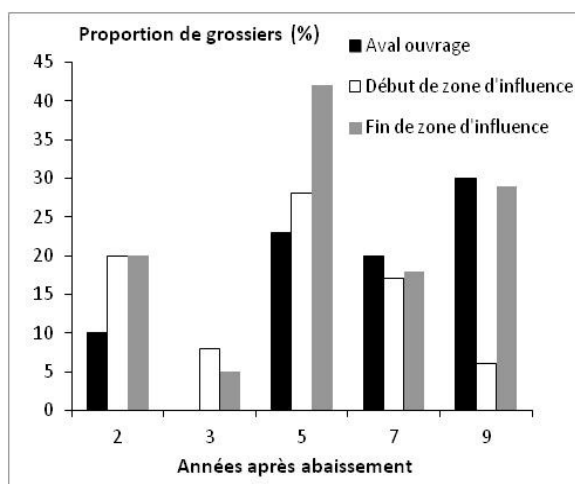
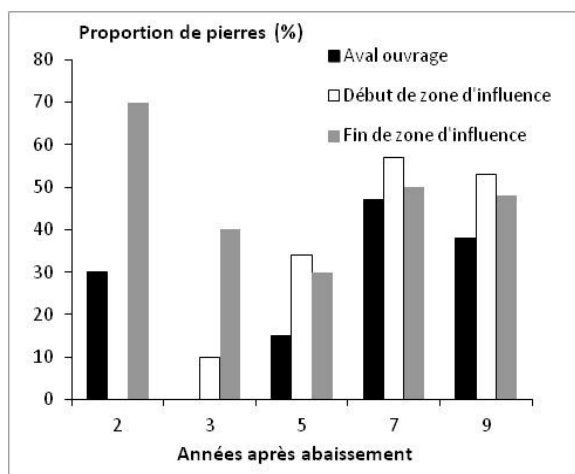
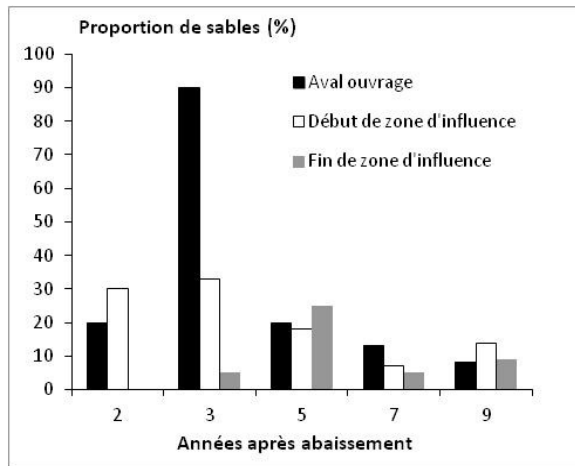
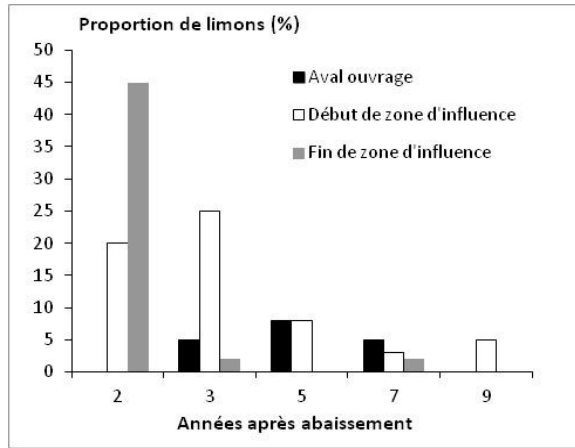
Tableau 2 : Comparaison de la largeur du lit (section mouillée) avant et après abaissement et valeurs du test de χ^2 associé

	Avant (2008)	Après (2016)	Différence moyenne	Valeur du χ^2	P
Amont	13,56±9 m	10,61±6%	-2,95 m	1,27	0,06
Aval	13,97±7 m	10,57±5%	-3,40 m	2,55	0,23

Tableau 3 : Comparaison de la granulométrie moyenne entre l'amont (n=67) et l'aval (n=15) des ouvrages en 2016 et valeurs du test de χ^2 associé

	Amont	Aval	Valeur du χ^2	P
Limons	6±11%	6±5%	1,27	0,99
Sables	19±20%	22±30%	2,55	0,23
Grossiers	22±12%	17±15%	3,23	0,45
Pierres	35±23%	24±22%	2,17	0,10

Figure 3 :
Évolution temporelle des différentes classes granulométriques après abaissement



Pour les pierres, éléments peu transportables compte-tenu de la force tractrice de la Jouanne, les variations observées résultent surtout des variations des proportions des classes granulométriques plus petites (i.e. phénomènes de dépose/reprise des limons, sables et grossiers). La part des pierres/galets sur les transects en fin de zone d'influence des ouvrages démontre une faible évolution non significative ($F=1,23$; $P=0,1$). Ces zones en amont des ouvrages sont les moins susceptibles d'être touchées par l'ajustement (incision verticale) du cours d'eau, par ailleurs assez faible (cf supra). En aval des ouvrages, le constat semble le même ($F=7,71$; $P=0,08$). Enfin, en 2016, le colmatage était relativement faible sur 92 % des relevés (code 1 : 61 % ; code 2 : 31 % pour $n=82$ relevés).

Évolution de la morphologie du cours d'eau : berges

Le profil de berge, ou pente, mesuré sur 37 transects, montre entre 2008 et 2016 une évolution significative : le profil est passé de 13 degrés (soit une pente très abrupte) à une pente de 33 degrés en moyenne, soit une augmentation en pied de berge de 2,5 fois la largeur initiale (test χ^2 : $X^2=1,01$; $P<0,001$). Le profil de berge s'est donc adouci. Cette évolution est d'autant plus marquée que l'on se rapproche de l'ancien ouvrage et, inversement, elle est plus faible en zone d'influence amont, peu soumise à l'érosion et au battillage du niveau d'eau élevé « câlé » par les ouvrages (i.e effet « bief »). Ce processus d'adoucissement de la berge, engendré d'une part par le dépôt latéral en pied de berge et, d'autre part, par la décompression et le tassement de celle-ci, commence à se stabiliser au bout de trois années mais évolue significativement jusqu'en 6^e année pour atteindre un profil d'équilibre autour de 40 degrés, soit un profil 1/1 (Figure 4 ; $F=1,17$; $P<0,001$).

L'observation des berges au droit des transects n'a révélé aucune observation d'érosion latérale (98 %) et une érosion faible dans seulement 2 % des cas restants, au droit de zones de radiers.

Évolution de la morphologie du cours d'eau : ripisylve (végétation en berge)

Lors des relevés, 23 espèces ligneuses (autochtones ou exogènes) constituant la ripisylve ont été inventoriées sur la

Figure 4 :
Évolution du
profil de berge
après
abaissement

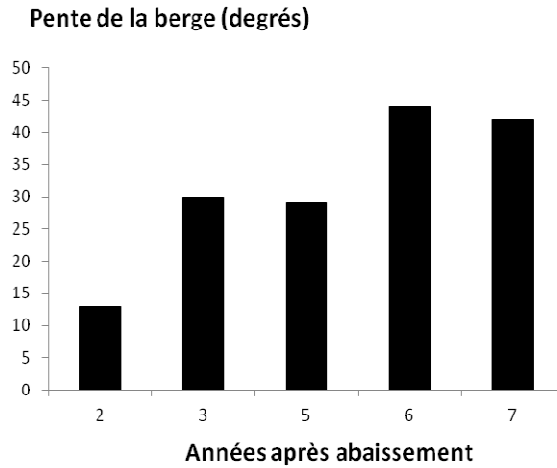


Figure 5 :
Évolution des strates
végétales sur les
banquettes exondées de
bas de berge après
abaissement

totalité des transects. Parmi ces 23 espèces ligneuses, les espèces typiques des milieux rivulaires (*Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Salix atrocinerea*, *Crataegus monogyna*) sont dominantes (65 % des espèces présentes) mais aussi d'essences plus rares (*Ilex aquifolium*, *Prunus avium*) ou exogènes dans ces milieux (*Picea abies*) voire exogène à ce territoire (*Populus sp.*, *Fallopia japonica*, *Aesculus hippocastanum*).

Figure 6 (en bas) :
Comparaison de la
continuité écologique
entre le haut et le bas de
berge

La comparaison entre la végétation arborescente ou arborée de haut de berge et de bas de berge (zones nouvel-

lement exondées après abaissement) ne fait apparaître aucune nouvelle espèce ligneuse en bas de berge. En revanche, la classe d'âge des sujets présents en bas de berge est significativement plus jeune (71 % vs 39 %). L'Aulne glutineux *Alnus glutinosa* et le Saule *Salix atrocinerea* dominent les bas de berges parmi les essences présentes, soulignant leur caractère pionnier et leur tolérance à une hydromorphie élevée. À noter que dans la plupart des cas, les vasières exondées sont colonisées dès leur exondation par des plantes communes (*Urtica dioica* à plus de 60 % et Salicacées) et, à des densités inférieures, par d'autres plantes diversifiant le cortège.

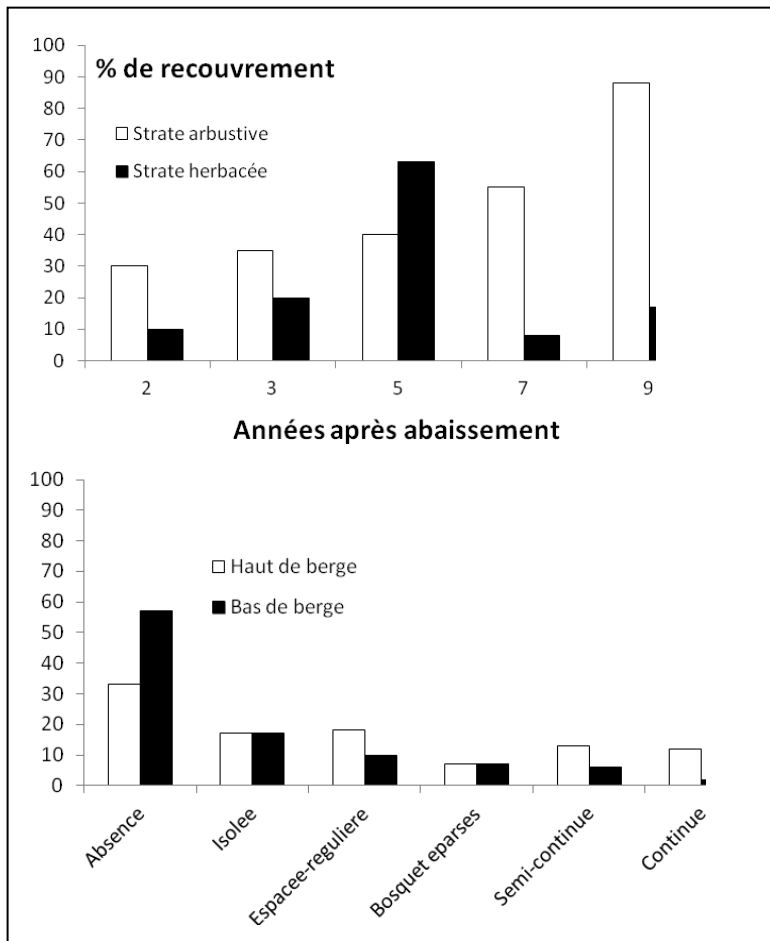
Il existe une différence significative sur l'épaisseur des bas de berge entre l'amont et l'aval d'un ouvrage ($3 \pm 1,1$ vs $1,5 \pm 0,7$ m ; $\chi^2 = 8,63$; $P < 0,01$) contrairement aux hauts de berge ($1,9 \pm 1,1$ vs $1,5 \pm 0,4$ m ; $X^2 = 11,24$; $P=0,1$). Cela résulte de dépôts de matériaux limono-sableux exondés en berge en zone amont après abaissement en raison de la sur-largeur importante, conséquence de l'effet de mise en bief. Concernant les hauts de berge, il y a une faible différence de largeur entre l'amont et l'aval des ouvrages. Le phénomène d'abaissement de la lame d'eau en amont n'a que très peu d'influence sur l'épaisseur des hauts de berges qui est conditionnée par la pression d'entretien à l'intérieur des parcelles (pâturage, cultures, élagage...).

La colonisation des banquettes exondées est rapide : elle se fait conjointement par la strate arbustive et la strate herbacée (graminées, héliophytes), cette dernière atteignant un maximum de développement cinq années après l'abaissement avant de régresser rapidement au profit des ligneux qui colonisent l'espace quasi-entièrement (Figure 5).

La dynamique végétale et le caractère non linéaire des dépôts en berge engendrent une absence de continuité écologique sur les bas de berge sur plus de la moitié du linéaire échantillonné (Figure 6) ; soit une proportion plus élevée que pour le haut de berge ($\chi^2=8,01$; $P=0,01$).

Discussion

Les processus géo-physiques décrits dans cette étude suite à l'arasement des ouvrages hydrauliques sur la rivière la Jouanne sont conformes à ce qui a déjà



été rapporté : reprise du transit sédimentaire (i.e. la capacité des matériaux du lit mineur à être charriés de l'amont vers l'aval) alternant phase de dépôt et de reprise (voir synthèse de Bednarek, 2001 ; Stanley & Doyle, 2002). En revanche, cette étude est la première en Mayenne qui apporte des éléments quantifiés sur la dynamique cinétique de restauration du transit sédimentaire et de l'évolution de la morphologie d'un cours d'eau. En effet, la restauration hydro-morphologique des cours d'eau est une préoccupation récente en Mayenne et les premiers arasements d'ouvrages réalisés datent au plus d'une dizaine d'années, dont une partie sur d'anciens plans d'eau.

Sur la Jouanne, la reprise du processus sédimentaire est immédiate mais s'étale sur plusieurs années : la dynamique de reprise des sédiments fins et des sables met en effet entre cinq et sept années à se réaliser (décolmatage du lit, structuration des berges). Cette reprise s'accompagne d'une réduction de la section mouillée de la rivière (i.e. réduction de la largeur du lit d'étiage) par dépôts en berge avec, corrélativement, une évolution de la structure des berges qui s'adoucisent et permettent la colonisation végétale des surfaces exondées plus fréquemment qui elle-même contribue à la stabilisation des matériaux par enracinement.

La cinétique observée sur la Jouanne dépend des caractéristiques propres à cette rivière : débits caractéristiques et pente du cours d'eau et volumes des apports naturels ou induits par l'homme par l'amont. Sur la rivière Elwha aux USA, ce processus s'est déroulé sur deux à cinq années (Hoffman & Winter, 1996) et de l'ordre de dix années sur la rivière Pine aux USA (Burroughs, 2007) avec un retard de deux ans avant l'érosion régressive des sédiments fins et sableux et l'augmentation des grossiers et des pierres à plus long terme, comme cela a été également observé sur la Jouanne.

Les changements physiques après l'abaissement des barrages, largement dépendants du gradient hydrologique, sont le premier facteur conditionnant la réponse de la végétation (Shafroth et al, 2002 ; Burke *et al.*, 2009). Ainsi les variations naturelles de la ligne d'eau (retrouvées) caractérisées par l'importance et la fréquence des crues

et des étiages sont le facteur structurant de la création et du maintien d'habitats aquatiques et rivulaires (Poff *et al.*, 1997). Les dépôts sédimentaires en amont des ouvrages ou en aval de ceux-ci après leur migration sont le premier lieu d'implantation de la végétation par les espèces pionnières (Shafroth et al, 2002). Dans les conditions optimales, la réalisation totale d'une succession rivulaire depuis les héliophytes jusqu'à la forêt de bois durs s'étale sur plusieurs décades (Pautou, 1988 ; Lenhart, 2000 ; Bednarek, 2001) voire davantage (Piégay *et al.*, 2003). L'échelle de temps pour un retour à une phase d'équilibre des formations végétales rivulaires après l'enfoncement de la nappe est donc du même ordre (Nolin, 2014). Ainsi, la dynamique végétale observée sur la Jouanne est elle conforme aux processus déjà décrits : la colonisation conjointe des arbustes et des herbacées après arasement d'ouvrage a été documentée dans de nombreuses études dès les deux premières années (p. ex. Stephens, 2014) avec une domination des espèces pionnières trois à 5 années après l'arasement (Lenhart 2000, Helfield *et al.*, 2007) entre 5 et 35 % des cortèges végétaux et une évolution vers une forêt alluvionnaire entre trente et cinquante années (Lenhart, 2000 ; Doyle *et al.* 2005 ; Orr & Stanley, 2006 ; Helfield *et al.*, 2007). Le couvert est totalement fermé aux environs des trente ans après l'effacement pour les grands barrages (Van Looy *et al.*, 2005). Ces pas de temps et ces processus de successions végétales correspondent également à ceux observés dans le cas de la reconversion et de l'abandon de peupleraies rivulaires évoluant vers des forêts climaciques (Gonzalez *et al.*, 2016).

La présence des espèces de haut de berge sur les bas de berge (sans augmentation spécifique) observée sur la Jouanne s'expliquent par le fait que la végétalisation des sédiments ou des banquettes minérales exondés est corrélée à la banque de graines et ainsi qu'à la présence des formations végétales alentours qui fructifient abondamment avec le stress hydrique généré par l'abaissement. Elle traduit également le manque d'hydrochorie (transport des semences par l'eau) passé lié à la présence de barrages (Merritt & Wohl, 2002) ; ces derniers réduisant le

transport de graines de 70 à 94 % (Merritt & Wohl, 2005). Avec l'arasement des ouvrages, ce processus naturel devrait se restaurer à l'avenir. Une fois la végétation en place, la richesse spécifique des cortèges augmente en fonction du temps écoulé depuis l'enfoncement de nappe (Nolin, 2014) bien que la richesse spécifique ne soit plus considérée comme un critère gage de réussite d'opérations de restauration écologique (Sabo *et al.*, 2005). Cet abaissement de ligne d'eau a été, dans la majorité des cas, progressif dans la mesure où les barrages ont été relevés de moins en moins hauts les années précédents le démantèlement de l'ouvrage ce qui a permis ce glissement écologique du haut vers le bas de berge (Piégay *et al.*, 2003) sans dépérissements autres que certains peupliers (Boileau, 2011 & obs.pers.).

La discontinuité écologique observée tient également au caractère récent de

ces milieux dans la mesure où les bas de berges issus de dépôts alluvionnaires ou de décompression des berges initiales vont encore évoluer notamment en réduisant la présence des espèces héliophiles par augmentation du couvert végétal lié à la croissance des ligneux, un processus qui prend douze à treize années selon Bourgeois *et al.* (2016). Elle tient également à la discontinuité observée en haut de berge et à la morphologie non linéaire du cours d'eau qui permet des dépôts discontinus. De même, la réduction de section naturelle s'observe également par des atterrissements exondés ou des dépôts au milieu du lit mineur et non en berge.

La suite dans le *Biotopes 53* n°34 : Effets sur les invertébrés aquatiques et les poissons.

L'abaissement de la ligne d'eau suite à l'arasement des ouvrages hydrauliques engagé en 2007 sur la rivière la Jouanne a permis de restaurer les processus de transit sédimentaire. Cela est à l'origine d'une évolution hydro-morphologique du lit mineur (granulométrie, berge, végétation) ayant duré entre cinq et sept années selon les sites pour arriver à un effet de stabilité relative (Beisner *et al.*, 2003) après une décennie. Ces effets de réajustement hydro-morphologiques restent de faible ampleur sur un plan physique en lien avec la hauteur de retenues des ouvrages abaissés (<1,5 m) mais également au regard des faibles capacités hydrauliques de la Jouanne (faible pente). Les conséquences induites par ces abaissements sont donc réduites vis-à-vis des activités et constructions humaines en rive (érosion de berges -quasinulles-, affouillements d'ouvrages, abaissement de la nappe, etc.). Cela démontre également que la Jouanne possède une faible capacité de mobilité latérale et de réajustement, ce qui nécessite un accompagnement du gestionnaire du cours d'eau pour retrouver une diversification d'habitats au sein du lit mineur. Aux USA, Skalak *et al.* (2009) considèrent après l'étude de 15 barrages (dont 11 de moins de 4 mètres de hauteur) que les modifications géomorphologiques liées aux abaissements restent de faibles amplitudes et concernent surtout les éléments fins et sableux.

Une étude globale réalisée sur la rivière l'Huisne (Eure et Loir et Sarthe) montre que le potentiel morphogène est relativement faible et que la suppression des seuils sur le chenal principal ne devrait pas engendrer d'ajustement morphologique important à moyen ou long terme (SAGE Huisne, 2012), corroborant les données de la Jouanne. Sur cette rivière, l'arasement des barrages ne devrait pas créer de crise d'érosion majeure. L'abaissement graduel des niveaux d'eau permet en outre que la végétation s'installe progressivement et permette un contrôle des injections dans le lit de matériaux glissés ou éboulés des berges hautes afin de limiter l'encombrement du chenal et la trop forte désorganisation des flux d'eau propice à la formation rapide de sinuosités mais aussi un contrôle de l'incision verticale du lit qui devrait pas dépasser quelques décimètres (à l'instar de la Jouanne). De même, l'énergie par ailleurs faible, est mobilisée par le transport de la charge solide, plus abondante remise en mouvement depuis le fond du lit et les berges.

Au-delà d'une décennie, on peut considérer que ce sont les processus internes au cours d'eau (régime des crues et des étiages, climat, etc.) qui façonnent la vitesse et l'intensité des évolutions de la morphologie et de la végétation notamment. Les conséquences (positives) attendues de ces évolutions hydro-morphologiques sur la faune invertébrée benthique et piscicole (pour une revue voir Larinier, 2000) sont déjà perceptibles sur la Jouanne (Hydroconcept, 2013 ; 2015-2016 ; Boileau, *in prep*).

Les schémas de re-végétalisation après abaissement de la ligne d'eau tendent vers un retour des zonations écologiques initiales selon le nouveau gradient hydrologique imposé par le cours d'eau. Les formations mésophiles du haut de talus tendent donc à évoluer vers les bois mixtes ou durs, et les communautés mésohygrophiles et hygrophiles du fil d'eau vers les bois tendres. Les sédiments exondés sont colonisés rapidement par les héliophytes, herbacées et les Salicacées, depuis les banques de graines et les peuplements alentour, qui installent une ambiance végétale apte à soutenir un développement des ligneux après quelques années. À long terme, cela permettra de compenser les altérations liées à la segmentation du cours d'eau par les ouvrages (Nilsson & Berggren, 2000) et à restaurer les fonctionnalités de réservoir de biodiversité de ces espaces (Naiman *et al.*, 1993).

Au-delà de satisfaire aux obligations réglementaires sur le bon état écologique des cours d'eau, le suivi à long terme de l'évolution des composantes morphologiques et biologiques suite aux abaissements sera poursuivi par le gestionnaire du cours d'eau afin de pleinement suivre et documenter les changements en cours -inédits depuis plusieurs siècles- et en évaluer les conséquences, dans une perspective d'accompagnement des changements climatiques en cours (Baptist *et al.*, 2014).

Axel ROINÉ¹ & Nicolas BOILEAU²

¹ 10, impasse de La Croix Herpin, 53600 Évron

² Syndicat de bassin de la Jouanne, 1, rue Jean-de-Bueil, 53270 Sainte-Suzanne

Remerciements :

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un mémoire de fin d'études de licence de géographie à l'Université de Caen (A.R.). Elle a été financée dans le cadre du contrat territorial milieux aquatiques 2015-2019 de la Jouanne par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, le Conseil départemental de la Mayenne, la Région des Pays de la Loire et le Syndicat de bassin de la Jouanne. Y. Lucas et B. Jarri ont accepté de relire une première version du manuscrit, qu'ils en soient remerciés ici.

Bibliographie :

Archambaud G., Giordano L., Dumont B. (2005). *Description du substrat minéral et du colmatage*. Aix en Provence, Cemagref - UR Hydrobiologie : 7 p.

Baptist F., Poulet N., Séon-Massin N. (2014). *Les Poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation*. Coll. « Comprendre et Agir ». Onema. 128 p.

Bednarek A.T. (2001). Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Env. Manag.* 27 : 803-814.

Boileau N. (2011). *Suivi de la morphologie de la Jouanne suite à l'abaissement des ouvrages dans le cadre du Contrat Restauration Entretien*. Syndicat de bassin de la Jouanne. 25 p.

Bourgeois B., Vanasse A., Gonzalez E., Andersen R., Poulin M. (2016). Threshold dynamics in plant succession after tree planting in agricultural riparian zones. *J. Appl. Ecol.* DOI:10.1111/1365-2664.12675.

Burke M., Jorde K., Buffington J.M. (2009). Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation : changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river. *J. Env. Man.* 90 : 224-236.

Burroughs B. (2007). *Effects of the Stronach dam removal on fluvial geomorphology in the Pine river, Manistee county, Michigan*. PhD dissertation, University of Michigan.

Doyle M.W., Stanley E.H., Orr C.H., Selle A.R., Sethi S.A., and Harbor J.M. (2005). Stream ecosystem response to small dam removal : lessons from the Heartland. *Geomorphology* 71 : 227-244.

- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., et al. (2006). Freshwater biodiversity : importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81 : 163-182.
- Epple R. (2002). Dam decommissioning: French pilot experiences and the European context. www.rivernet.org/decom3_e.htm, Gonzalez E., Masip A., Tabacchi E., Poulin M. (2016). Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Rest. Ecol.* Doi : 10.1111/rec.12400
- Hart D.D., Johnson T.E., Bushaw-Newton K.L., Horwitz R.J., Bednarek A.T., Charles D.F., Kreeger D.A., Velinsky D.J. (2009). Dam removal : challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *Bioscience* 52 : 669-682.
- Helfield J., Capon S., Nilsson C., Jansson R., Palm D. (2007). Restoration of rivers used for timber floating : effects on riparian plant diversity. *Ecol Appl*, 17(3) : 840-51
- Hoffman C.H., Winter B.D. (1996). Restoring aquatic environments : a case study of the Elwha river. In Whright R.G. (Eds). *National parks and protected areas: their role in environmental protection*. Blackwell Scientific, Cambridge.
- HYDROCONCEPT (2008). *Dossier d'autorisation et de déclaration d'intérêt général de travaux sur les ouvrages du bassin de la Jouanne*. 98 pages + annexes.
- HYDROCONCEPT (2009-2014). *Suivi des indicateurs biologiques dans le cadre du Contrat Restauration Entretien de la Jouanne*. 25 pages + annexes.
- HYDROCONCEPT (2015-2016). *Suivi des indicateurs biologiques dans le cadre du Contrat Territorial Milieux Aquatiques de la Jouanne*. 25 pages + annexes.
- HYDROCONCEPT (2013). *Etude bilan du Contrat Restauration Entretien du Bassin de la Jouanne*. Syndicat de bassin de la Jouanne. 90 p.
- Jhunjhunwala B. (2010).- *Economics of river flows: lessons from dam removals in America*. Kalpaz, India.
- Larinier M. (2010). *Dams and Fish Migration In World Commission on Dams. Environmental Issues*.
- Lenhart C. F. (2000). *The vegetation and hydrology of impoundments after dam removal in southern Wisconsin*. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin.
- Malavoi J.-R., Salgues D. (2011). *Arasement et dérasement de seuils. Aide à la définition de cahier des charges pour les études de faisabilité*. Compartiments hydromorphologie et hydroécologie. Onema : 83 p.
- Merritt D.M., Wohl E.E. (2002). Processes governing hydrochory along rivers : hydraulics, hydrology and dispersal phenology. *Ecol. Appl.* 12 : 1071-1087.
- Merritt D.M. and Wohl E.E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Res. Applic.*, 22 : 1-26.
- Naiman, R.J., Décamps H. Pollock M.M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* 3 : 209-212.
- Nilsson C., Berggren K. (2000) Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Bioscience* 50 : 783-792
- Nolin A. (2014). *Dynamique prévisible des formations végétales suite à une variation soudaine et pérenne du niveau de la nappe alluviale*. Mémoire de fin d'études de licence, Université de Tours.
- Onema (2015). *CARHYCE : CARactérisation Hydro morphologique des Cours d'Eau. Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur des cours d'eau prospectables à pied*. Version 3.0. Mai 2015. EauFrance.
- Orr C.H., Stanley E.H. (2006). Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River Res. Applic.* 22 : 281-295.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Follstad Shah J., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Sudduth E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *J Appl Ecol* 42 : 208-217.
- Pautou G. (1988). *Perturbations anthropiques et changements de végétation dans les systèmes fluviaux. L'organisation du paysage fluvial rhodanien entre Genève et Lyon*. Documents de cartographie écologique n° 31, p. 73-96.
- Piegay H., Pautou G., Ruffinoni C. (2003). *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion*. Institut pour le Développement Forestier. 465 p.
- Poff N. L., Allan J.D., Bain B.M., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime. *BioScience* 47 : 769-784.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Hefferman J. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86 : 56-62.
- Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin versant de l'Huisne. (2012). *Identification des perturbations des conditions de l'écoulement dans les lits des cours d'eau du bassin de l'Huisne*. UMR CNRS 6590 Université du Maine/SAGE Huisne/AELB. 28 p.
- Shafroth P.B., Stromberg J.C., Patten D.T. (2002). Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecol. Appl.* 12 : 107-123.
- Skalak H.D., Pizzuto J., Hart D.D. (2009). Influence of small dams on downstream channel characteristics in Pennsylvania and Maryland: implications for the long-term geomorphic effects of dam removal. *J. Am. Water Res. Ass.*, 45 : 97-109.
- Stanley E.H., Doyle M.W. (2002). Trading off : the ecological effects of dam removal. *Front Ecol Environ* ; 1(1) : 15-22.
- Stephens J.L. (2014). *Short term response of vegetation and birds to dam removal on the Rogue River, Oregon*. Rep. No. KBO-2014-0011.
- UE, (2000) Council Directive for a legislative frame and actions for the water policy. 2000/60/EC, Official Journal of the EC 22/12/2000.
- Van Looy K., Severyns J., Jochems H. and De Smedt F. (2005). Predicting patterns of riparian forest restoration. *Large Rivers* Vol. 15, No. 1-4, Arch. *Hydrobiol.* Suppl. 155/1-4, p. 373-390.
- Wasson et al. (1998). *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières* Cemagref éditions.



(a) Dépôts sablo-graveleux en cours de végétalisation (3 ans après abaissement), Souffrette, Forcé



(b) Bas de berge colonisées par les herbacées (3 ans après l'abaissement), le Bélier, Entrammes



(c) Dépôts de branches et de sables en bas de berge, La Mazure, Entrammes (1 an après abaissement)



(d) Profil adouci de la berge (2 ans après abaissement) avec colonisation des herbacées et des ligneux en bas de berge, La Mazure, Entrammes



(e) Réduction de section de la Jouanne (1 an après abaissement, 2008), Grenusse, Argentré



(f) Installation de la nouvelle ripisylve (9 ans après abaissement, 2016), Grenusse, Argentré

Photos Syndicat de Bassin de la Jouanne / A.R. (b)