



1 rue des Moulins 63400 Chamalières - Tél. 04 73 19 96 64 -
contact@veodis-3d.com - www.veodis-3d.com

SARL au capital de 200 000 € - Siret 510 670 649 00035 -
Code APE 7112B - N°TVA Intracommunautaire
FR70510 670 649



352, avenue Roger Tissandié 31 600 MURET -
ecogea@wanadoo.fr - Tél. 05 62 20 98 24

SARL au capital de 8 000 € - N° Siret 499 020 410 00027 -
Code APE 7112B - N°TVA Intracommunautaire
FR05 499 020 410

Evaluation de la mobilité des sédiments lors des éclusées hydroélectriques sur des cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée

Rapport bibliographique

Décembre 2025



Ind.	Date	Libellé	Établi		Vérfié		Validé	
			Nom	Visa	Nom	Visa	Nom	Visa
A01	27/06/2025	1ère émission	SP/PB		ND		SP/PB	
A02	30/07/2025	Deuxième émission	SP/PB		ND		SP/PB	
VDEF	01/12/2025	Version définitive	SP/PB		ND/BT		SP/PB	



Sommaire

1. Contexte général	3
1.1. Pourquoi une synthèse bibliographique sur les impacts des éclusées sur la mobilité des sédiments?	3
1.2. Le contexte scientifique autour de la thématique.....	3
1.3. L'organisation de la synthèse.....	3
2. Les fonctionnalités biologiques associées aux substrats alluviaux	3
2.1. Les sédiments grossiers : lieu de vie.....	3
2.2. Les sédiments grossiers : support de ponte.....	4
2.2.1. Caractéristiques des supports minéraux de ponte de poissons.....	4
2.2.2. Organisation spatiale des substrats favorables à la ponte des poissons.....	5
3. Bilan des connaissances sur les contraintes hydrologiques et hydrauliques des éclusées.	6
3.1. Métriques descriptives d'une éclusée.....	6
3.2. Comparaison des éclusées avec des évènements hydrologiques naturels.....	6
4. Bilan des connaissances sur les processus de mobilité des substrats.....	7
4.1. Les techniques de suivis de la mobilité des substrats	7
4.2. Les processus physiques de transport des sédiments.....	7
4.3. Les critères de mise en mouvement et la modélisation de la mobilité.....	7
4.4. La variabilité spatiale et temporelle de la mobilité des substrats	8
5. Connaissances sur les conséquences biologiques de la mobilité des substrats.	9
5.1. Mobilité des substrats et instabilité des écosystèmes d'eau courante	9
5.2. Mobilité des substrats et destruction des frayères	9
5.3. Monitoring des impacts de la mobilité des substrats sur les pontes	10
5.4. Autres conséquences biologiques de la mobilité des substrats	10
6. Bilan des connaissances sur la mobilité des substrats soumis à des régimes d'éclusées	11

1. Contexte général

1.1. Pourquoi une synthèse bibliographique sur les impacts des éclusées sur la mobilité des sédiments?

En 2017, dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, une première réponse à la disposition 6A-10 du SDAGE 2016-21 «Approfondir la connaissance des impacts des éclusées sur les cours d'eau et les réduire pour une gestion durable des milieux et des espèces», a été apportée au travers d'une analyse des risques écomorphologiques induits par les éclusées hydroélectriques (Baran, 2018). Dans ce travail, 51 centrales hydroélectriques fonctionnant par éclusée ont été reconnues comme influençant l'hydrologie de 73 secteurs différents de rivière pour un linéaire total de 1242 km (2,7 % du réseau hydrographique du bassin), dont plus de 68% sur des cours d'eau de plus de 40 m de large.

Les éclusées hydroélectriques se traduisent par des variations de débit en rivière qui peuvent être très importantes. Le constat a été fait depuis de nombreuses années, que ces variations de débits avaient des impacts écologiques sur les biocénoses aquatiques, impacts qui peuvent être directs : exondation de pontes de poissons, d'invertébrés et batraciens, piégeage voire échouage puis mort des poissons et invertébrés lors des baisses, dérive forcée de larves d'invertébrés et/ou de poissons (Hunter, 1992 ; Baumann et Klaus, 2003; Young et al., 2011; Cornu, 2015; Bejarano et al., 2017). Les impacts peuvent également être indirects tout particulièrement par l'intermédiaire des phénomènes d'érosion ou ensablement des frayères par exemple, de comblement de faciès profonds par des apports sédimentaires provenant de l'amont en phase d'éclusée. Des études récentes sur la mobilité des substrats lors d'éclusées hydroélectriques sur deux rivières espagnoles ont montré des déplacements significatifs de petites et gros galets selon les configurations morphologiques et hydrologiques ((Lopez et al., 2020 ; Véricat et al., 2020). Pour autant, cette problématique est peu documentée notamment sur les cours d'eau Français.

Dans ce contexte, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse a souhaité engager un travail d'étude de la mobilité des substrats sur 7 tronçons de rivières soumis à éclusée. L'une des missions de ce travail vise à la réalisation d'une synthèse bibliographique sur la thématique de la mobilité des substrats en relation avec les éclusées ainsi que les incidences écologiques potentielles de cette mobilité.

Le présent document consiste une synthèse des connaissances scientifiques et techniques sur cette problématique. Il est basé sur l'analyse de références bibliographiques issues des revues scientifiques ainsi que de la littérature « grise ».

1.2. Le contexte scientifique autour de la thématique

La thématique des éclusées s'inscrit dans un ensemble plus vaste traitant des pressions et des altérations induites par les aménagements hydroélectriques sur les écosystèmes aquatiques. Elle est devenue, depuis les années 2000 et surtout 2010, un sujet d'études et recherches très important dans le domaine des impacts des activités humaines sur les hydrosystèmes. De son côté, la mobilité des sédiments est une thématique étudiée depuis de nombreuses années même si l'utilisation récente des techniques de RFID, de transpondeurs actifs, de détection acoustique (géophone) ou par enregistrements de chocs (plaque d'impacts) a permis une caractérisation plus fine de cette mobilité et des facteurs qui l'influencent (Nichols, 1991; Habersack, 2001; Lamarre et al. 2005; Allan et al., 2006; Rollet et al. 2008; May et al., 2009 Cassel et al., 2021). Le développement d'outils de modélisation hydraulique en 2 voir en 3 dimensions couplées aux critères de mise en mouvement des particules offrent également des avancées dans la caractérisation de ce phénomène (Shen et Diplas, 2010).

Pour autant, le couplage des deux problématiques est relativement récent avec les 1^{ers} suivis conduits en Autriche (Aigner et al., 2017), ou en Espagne (Lopez et al., 2020 ; Véricat et al., 2020) même si dès 1939, Vibert (1939) mentionnait des altérations du transport sédimentaire de l'Ain en relation avec les éclusées de l'usine de Cize-Bolozon.

1.3. L'organisation de la synthèse

La synthèse bibliographique est organisée en 5 thématiques :

- Thématique 1 : bilan des connaissances sur les fonctionnalités biologiques associées aux substrats et plus particulièrement sur les relations entre les substrats alluviaux et les frayères des poissons lithophiles.
- Thématique 2 : bilan des connaissances sur les processus de mobilité des substrats.
- Thématique 3 : bilan des connaissances sur les contraintes hydrologiques et hydrauliques des éclusées.
- Thématique 4 : connaissances sur les conséquences biologiques de la mobilité des substrats lors des éclusées.
- Thématique 5 : bilan des connaissances sur la mobilité des substrats soumis à des régimes d'éclusées.

2. Les fonctionnalités biologiques associées aux substrats alluviaux

Les substrats de fond des cours d'eau constituent, avec les supports végétaux et les débris ligneux, un lieu de vie pour de très nombreuses espèces composant les biocénoses aquatiques (Cummins et Lauff, 1969, Gregory, 2007). La très grande majorité des larves d'invertébrés vivent enfouies dans le sédiment. C'est le cas aussi d'un certain nombre de mollusques notamment les bivalves tels que les Unio ou les anodontes. On y trouve aussi certains stades de développement (œufs et larves notamment) de plusieurs espèces de poissons (truites, saumons, lamproies, barbeaux). Tous ces animaux n'utilisent pas les mêmes granulométries ni les mêmes caractéristiques hydrodynamiques (vitesse et hauteur d'eau), d'où l'importance de la variété des dépôts alluvionnaires.

2.1. Les sédiments grossiers : lieu de vie

Au sein de la faune benthique, on distingue celle utilisant la couche superficielle du substrat (les 20-30 premiers centimètres) et celle capable de coloniser des couches plus profondes ou des zones alluvionnaires à sous écoulements de nappe (zones dites hyporhéiques). Beaucoup d'espèces vivant dans ce dernier type de milieu sont d'ailleurs capables de se développer sans écoulement superficiel et supportent même des phases de dessiccation temporaires (Standford et Ward, 1988 ; Tabacchi, 2006).

Notons que la faune de surface est numériquement plus abondante que celle des couches plus profondes avec des valeurs de densités pouvant être 100 fois supérieures (Strommer et Smock, 2006).

Parmi les espèces composant cette faune benthique, il faut différencier celles qui utilisent les interstices existants entre les fractions grossières du substrat et celles enfouies directement dans des fractions plus fines (sables, vases, dépôts organiques). En effet, si toutes les fractions granulométriques sont susceptibles d'être utilisées, ce sont en général les substrats alluviaux constitués de fractions d'un



diamètre supérieur à 2 cm qui constituent l'habitat le plus biogène pour la faune (Willians et Mundie, 1978; Jowett et al., 1991). En général, les plus fortes diversités sont observées dans des sédiments d'un diamètre moyen proche de 4-5 cm (Evrard et Micha, 1995).

Chez les mollusques, certains stades colonisent des substrats plus ou moins grossiers. Les larves de moule perlière ou d'Unio crassus s'enfouissent ainsi dans des granulométries de graviers et sables grossiers (Moog et al., 1998 ; Hastie et al., 2001).

De nombreuses espèces animales et végétales doivent se fixer sur un support pour assurer leur développement. La composition granulométrique du substrat et les caractéristiques de l'écoulement à sa surface constituent des éléments essentiels d'habitabilité pour ces espèces.

Parmi les larves d'invertébrés, on distingue les espèces se fixant à la surface des fractions granulométriques grossières et celles accrochées sur la face inférieure. Très souvent, les espèces se fixant sur la face exposée au courant appartiennent au groupe fonctionnel des collecteurs-filtreurs qui capturent et décomposent les particules fines de matière organique présentes dans l'eau. C'est le cas des larves de diptères de la famille des Simuliidae et des trichoptères de la famille des Hydropsychidae. Certaines espèces comme celles de la famille des Ecdyonuridae (Statzner et Holl, 1982 et 1989) présentent des adaptations morphologiques aux conditions de fortes vitesses rencontrées, mais la présence d'une forte diversité topographique des fonds créée par l'agencement de différentes fractions granulométriques grossières favorise le développement de ces espèces.

Un certain nombre de mollusques vivent également fixés sur les substrats grossiers. Il s'agit principalement des gastéropodes dont l'activité de broutage de la couverture algale nécessite une fixation sur ces substrats.

Les substrats grossiers constituent un support indispensable à la fixation et au développement du biofilm, structure mucilagineuse constituée d'un assemblage complexe de plusieurs espèces de bactéries, d'algues (vertes, bleues, diatomées...) et de champignons filamenteux.

Ce biofilm est essentiel à la dégradation de la matière organique, à la consommation des composés azotés et phosphorés et à la production de matière végétale. Le biofilm ne présente pas de préférence particulière en termes de substrats. Ce sont essentiellement les conditions hydrauliques qui font varier sa composition spécifique. C'est cependant la composition du substrat, et notamment l'agencement des fractions granulométriques, qui, en assurant une plus ou moins forte hétérogénéité, va conditionner la capacité de développement du biofilm et sa capacité de consommation de matière organique et de fertilisants Cardinale et al., (2002) ont comparé des radiers de granulométrie médiane équivalente (55 mm) mais dont l'hétérogénéité était différente (rapport D84/D50 variant de 1,6 à 2,3). Les radiers les plus hétérogènes (rapport D84/D50 élevé) présentaient des activités biologiques (respiration) 25 à 30 % supérieures à celles observées sur les radiers plus homogènes.

Les alluvions grossières offrent, du fait de l'hétérogénéité des substrats qu'elles composent sous l'effet des processus de transport solide, des surfaces de contact plus importantes que les substrats lisses (affleurements du substratum sous forme de dalles par exemple). Cela garantit à la fois des capacités supérieures de fixation du biofilm et des conditions de turbulence accrue, favorisant les échanges et les flux de composés chimiques

Le dernier groupe utilisant les substrats comme support de fixation sont les végétaux supérieurs parmi lesquels on trouve les macrophytes, les hélophytes, certaines espèces terrestres ainsi que les arbres et arbustes. La majorité des espèces de macrophytes de nos cours d'eau affectionnent les granulométries fines et meubles (vase, sable). Toutefois, certaines espèces des zones lotiques présentent des capacités de colonisation très larges, notamment sur les dépôts alluvionnaires de graviers (cas de certains potamots ou de la renouée flottante). La fontinelle (*Fontinalis antipyretica*) constitue sûrement l'une des espèces les plus adaptées à la colonisation des substrats grossiers des zones à fort courant.

2.2. Les sédiments grossiers : support de ponte

2.2.1. Caractéristiques des supports minéraux de ponte de poissons

Ce sont principalement les poissons qui utilisent les sédiments comme support de ponte (Mann, 1996).

Certaines espèces vont enfouir leurs œufs en construisant des structures particulières par déplacement des matériaux (nids ou frayères). On peut citer les salmonidés, le barbeau commun et méridional, le toxostome, le blageon ou les lamproies. D'autres viennent simplement déposer ces œufs sur les substrats (vandoise, vairon, goujon, chabot, loche...) qui y adhéreront grâce à leur capacité de fixation. D'autres encore, comme la grande alose, se regroupent la nuit sur des frayères situées en amont de radiers constitués d'alluvions grossières et libèrent œufs et sperme lors de leur spectaculaire parade nuptiale. Ceux-ci dérivent ensemble dans l'écoulement et se déposent progressivement dans les interstices entre les sédiments grossiers du radier aval.

Sur les 80 espèces de notre faune piscicole, 25 utilisent des substrats minéraux pour leur reproduction (Keith et Allardi, 2001).

La granulométrie est un régulateur fondamental de la qualité de l'habitat de frai des poissons lithophiles et notamment des salmonidés (Kondolf et Wolman, 1993). Pour convenir à la reproduction, les substrats doivent être suffisamment grossiers pour résister à l'affouillement fluvial (Montgomery et al., 1996) et permettre l'écoulement d'une eau riche en oxygène (Greig et al., 2007). Les dimensions des substrats utilisés par les poissons varient beaucoup en fonction des espèces du sable pour le goujon aux galets de 15-20 cm pour la lamproie marine. Toutefois, beaucoup d'espèces utilisent des diamètres médians variant entre 1 et 5 cm, ce qui correspond à des alluvions facilement mobilisables. Comme pour les larves d'invertébrés, deux critères essentiels vont influencer le potentiel de reproduction des espèces :

- les surfaces de sédiments disponibles et leur répartition spatiale.
- la qualité de ces sédiments (mobilité et porosité notamment).

Tableau 1 : Caractéristiques des sites de pontes des espèces piscicoles lithophiles

Espèces	Période de reproduction	Comportement ponte et profondeur enfouissement	Diamètre substrat ponte	Conditions hydrauliques
Truite commune	mi octobre-mi-janvier	Creusement nids et enfouissement œufs - 5-20 cm	0.2-10 cm	10-70 cm/ 10-50 cm/s
Ombre commun	Mars-avril	Creusement nids et dépôt œufs	0.2-5 cm	20-80 cm/ 20-100 cm/s
Hotu	avril à mi-mai	Dépôt œufs – adhérence substrat 10-30 cm	7-20 cm	20- 80 cm / >60-70 cm/s
Toxostome	Mars-Mai	Creusement nids et dépôt œufs – adhérence substrat	0.2-10 cm	
Barbeau commun	Mi-mai à fin juin	Creusement nids et dépôt œufs -	0.2-10 cm	20-40 cm/20-60 cm/s
Barbeau méridional	Mai-juillet	Creusement nids et dépôt œufs	0.2-10 cm	20-40 cm/10-75 cm/s
Spilrin	Mai-juillet	Dépôt œufs – adhérence substrat	0.2-10 cm	10-20 cm/20-50 cm/s
Blageon	Avril-Juin	Dépôt œufs – adhérence substrat	0.2-5 cm	15-35 cm/s
Vandoise	Mars-avril	Dépôt œufs – adhérence substrat	0.2-10 cm	20-40 cm/20-90 cm/s
Chabot	Février-avril	Dépôt œufs - adhérence substrat	10-30 cm	
Apron du Rhône	Février-avril	Dépôt œufs – adhérence substrat	0.2-5 cm	20-30 cm
Lamproie de planer	Mars-avril	Creusement nids et dépôt œufs	0.2-5 cm	3-30 cm/10-25 cm/s

Au sein d'une même espèce, le diamètre des substrats utilisés pour la reproduction va également varier en fonction de la taille des femelles. C'est le cas chez les salmonidés (Kondolf, 2000; Riebe et al., 2014).

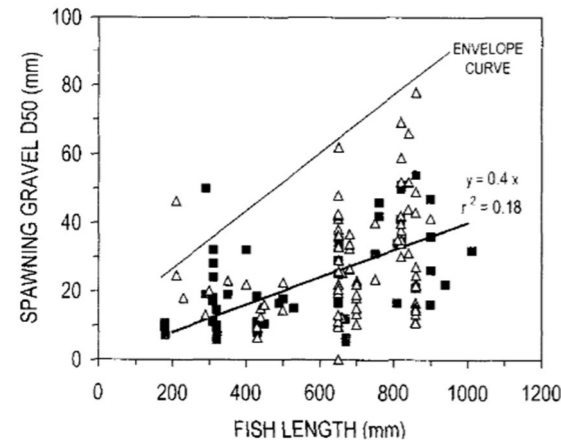


Figure 1 : Diamètre médian (d50) des substrats de fraie rapporté à la longueur du corps d'un salmonidé en train de fraier. Les carrés pleins représentent des frayères actives; les triangles ouverts sont des "graviers non frayés" (in Kondolf, 2000).

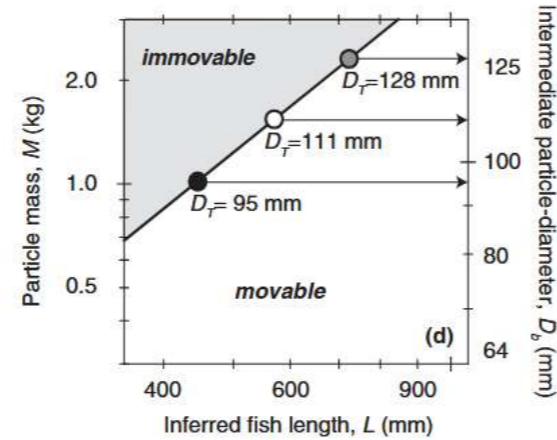


Figure 2 : Relation entre le diamètre médian (d50) des substrats de fraie, leur masse et la taille des géniteurs de saumons du Pacifique (in Riebe et al., 2014).

En termes de surface, nous ne disposons de données quantitatives que pour les salmonidés. L'importance de l'activité de reproduction de la truite commune, évaluée au moyen du nombre de nids comptabilisés, est ainsi fortement corrélée à la surface de zones de graviers et cailloux fins (diamètre 1 à 5 cm) disponibles dans un tronçon de rivière (Delacoste, 1995 ; Delacoste et al., 1995). Cette relation est de type logarithmique. Au-delà de 5 % de surface occupée par les zones de granulométrie appropriée, le nombre de nids évolue très peu. En revanche, entre 0,5 et 1 % de la surface occupée par cette classe d'alluvions, le nombre de nids peut être multiplié par un facteur trois.

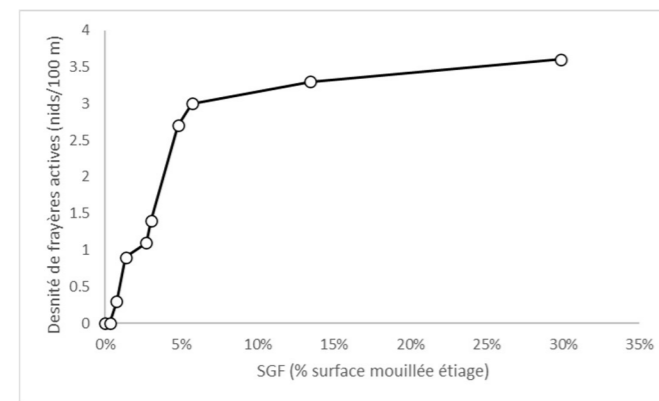


Figure 3 : Relation entre la densité maximale de frayères actives et la SGF dans les Pyrénées centrales françaises (in Delacoste, 1995).

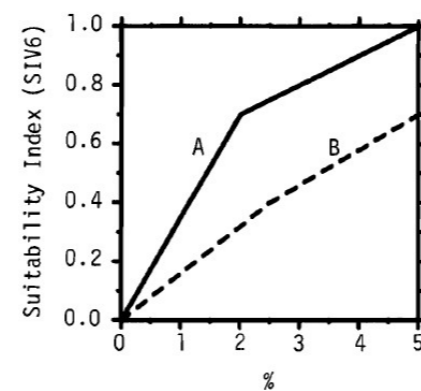


Figure 4 : Indice de potentialité d'habitat de reproduction (HSI) pour la truite en fonction de 2 fractions de SGF (A : 1-7 cm; B : 0.3-1 cm et 7-10 cm) (in Raleigh et al., 1986).

Les conditions hydrauliques qui règnent sur ces zones sont très importantes pour leur utilisation potentielle comme zones de fraie. Les vitesses du courant doivent en effet rester compatibles avec les capacités de nage des espèces ce qui correspond très souvent à des valeurs inférieures à 50 cm/s, sauf

pour le saumon atlantique et la lamproie marine qui sont capables d'utiliser des zones où les vitesses sont de l'ordre de 70 à 80 cm/s.

2.2.2. Organisation spatiale des substrats favorables à la ponte des poissons

La disponibilité de sédiments adaptés au frai dépend de deux facteurs géomorphologiques : (i) l'hydraulique du chenal et (ii) l'apport de sédiments. L'hydraulique du chenal contrôle la contrainte de cisaillement et la compétence de la rivière (la plus grande taille de sédiments que le chenal peut transporter) et est modifiée par le type de chenal et la rugosité hydraulique associée (Buffington et Montgomery, 1999). L'apport en sédiments contrôle la taille et le volume des matériaux disponibles pour être transportés et triés hydrauliquement dans des habitats de frai appropriés. Les surfaces favorables à la reproduction des poissons s'organisent donc spatialement ceci dans les dimensions transversales du chenal et le long des tronçons et des segments de la rivière.

Classiquement, les zones de granulométrie favorables à la fraie des poissons et notamment des salmonidés sont liées aux caractéristiques morphologiques du cours d'eau avec une importance toute particulière de la succession radier/mouille (Reiser et Wesche, 1977, Reiser et al., 1985 ; Pasternack et al., 2008). La dissipation de l'énergie dans la zone profonde va favoriser le dépôt d'alluvions notamment dans la partie aval du faciès. La présence de seuils de blocs en tête de radier va également participer aux dépôts d'alluvions grossières.

Dans les rivières à forte énergie et forte pente, les plages superficielles de sédiments de granulométrie favorable (graviers-petits galets) sont formées par des accumulations de matériaux autour de particules de plus grand diamètre, qui exercent un effet protecteur sur les particules environnantes et favorisent la sédimentation (Garcia et al., 1999). Elles occupent de faibles proportions des chenaux fluviaux et l'entraînement et le transport de sédiments à partir de ces structures ne modifient guère la morphologie du chenal (Vericat et al., 2008). En revanche, leur mobilisation peut être à l'origine d'impacts significatifs sur les processus écologiques fluviaux. Buffington et Montgomery (2004) modélisent la distribution des granulométries favorables à la fraie des salmonidés de 3 ruisseaux de la région nord-ouest du Pacifique aux USA sur la base du critère de Shields en tenant compte de la morphologie du chenal. Ils montrent que, dans les sections de pente supérieures à 3%, les granulométries favorables couvrent moins de 10% de la surface en eau et sont associés à la présence des gros blocs et/ou de bois morts. Cette configuration crée donc une forte hétérogénéité dans la distribution spatiale des zones favorables à la reproduction.



3. Bilan des connaissances sur les contraintes hydrologiques et hydrauliques des éclusées.

Le fonctionnement par éclusée modifie les régimes hydrologiques en termes de valeurs de débits, de fréquences d'apparition et de gradients. Elles induisent des altérations des conditions hydrauliques avec :

- Des valeurs de bas et surtout de forts débits.
- Des conditions d'écoulement instationnaire se distinguant des variations naturelles de débits avec des gradients de hausse et de baisse beaucoup plus forts ainsi que par des fréquences nettement plus élevées (Courret, 2014).

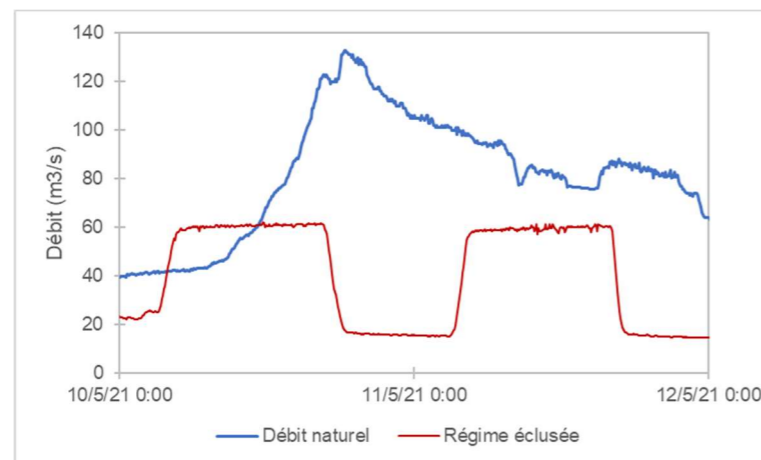


Figure 5 : comparaison d'une série d'éclusées avec un évènement naturel de variation des débits (données Hydroportail – La Romanche au Bourg-d'Oisans [Pont de la Romanche]).

3.1. Métriques descriptives d'une éclusée

Les éclusées peuvent être caractérisées par plusieurs métriques susceptibles d'influencer la mobilité des sédiments (Zolezzi et al., 2011 ; Bieri et Schleiss, 2011 ; Meile et al., 2011 ; Bauman et al., 2013 ; Courret, 2014 ; Sauterleute & Charmasson, 2014, Carolli et al., 2015 ; Greimel et al., 2016 ; Bejarano et al., 2017) :

- le débit de pointe (Q_{max}) correspondant au débit de base additionné du débit turbiné.
- l'amplitude ($Q_{max}-Q_{base}$) et le ratio (Q_{max}/Q_{base}).
- les gradients de hausse et de baisse, qui sont le plus souvent exprimés en unités d'augmentation ou de baisse de débit par unité de temps ($m^3/s/mn$ par exemple) ou en unité métriques de hausse ou de baisse des niveaux d'eau (cm/mn par exemple, plus intéressantes d'un point de vue biologique).
- les durées d'éclusées et inter-éclusées.

3.2. Comparaison des éclusées avec des évènements hydrologiques naturels

Les conditions hydrauliques générées par le fonctionnement en éclusée peuvent influencer la mobilité des substrats de fond non pas au travers des valeurs de débit maximal qui restent très souvent inférieures à celles des débits maximaux de crue annuelle (Courret, 2014) mais au travers de la fréquence des évènements susceptibles de générer des conditions hydrauliques propices à la mobilité des substrats (débits entre 1.5 et 4 fois le module) ainsi qu'au travers des gradients de variations très souvent bien supérieurs à ceux des régimes naturels (Poff et al., 1997 ; Spindler et al., 2002).



4. Bilan des connaissances sur les processus de mobilité des substrats.

Ces processus sont souvent bien décrits dans la littérature scientifique pour les alluvions grossières constituant les structures de type bancs (Malavoi et al., 2011). Les processus de déplacement des fractions granulométriques de types graviers-petits galets constituant spécifiquement des zones de frayères de poissons sont moins fréquemment décrites (May et al., 2009). Pour autant, comme pour les fractions plus grossières, leur mobilité dépend surtout du débit et de la topographie du lit (Camenen et al., 2010 ; Michler et al., 2016 ; Rainato et al., 2018, Vázquez-Tarrío et al. ; 2018).

4.1. Les techniques de suivis de la mobilité des substrats

Une première approche pour évaluer la mobilité (ou la perte de stabilité) des grains est basée sur la compétence de l'écoulement (Gilbert, 1914) en estimant la force de l'eau nécessaire pour mettre en mouvement les grains présents sur le lit (e.g., Ashworth et al., 1992 ; Dey et Ali, 2019 ; Komar, 1987 ; Miller et al., 1977 ; Parker, 2008). Pour une force donnée exercée sur le lit, (i) la mobilité peut être définie comme égale lorsque toutes les fractions de grains sont mobiles indépendamment de leur taille (ii) alors qu'elle est sélective lorsque seules certaines fractions de grains entrent en mouvement. La mobilisation dépend généralement positivement de la taille des grains (une augmentation de la force mobilisera progressivement les grains les plus grossiers). Cette approche est généralement basée sur l'observation et la mesure des clastes les plus grossiers mobilisés pour différents événements hydrologiques compétents (Andrews et Parker, 1987). Bien que cette méthode soit parfois également utilisée par les écologues (e.g., Downes et al., 1997 ; Duncan et Suren, 1999 ; Lorang et Hauer, 2003), elle présente un inconvénient car un grain mobile d'une taille donnée ne signifie pas nécessairement que tous les grains de cette taille sont mobilisés.

Une autre approche pour caractériser la mobilité du substrat, basée sur la proportion des fractions de grains de surface et de charge de lit, a été introduite par Wilcock et McArdell (1993) et utilisée par la suite, par exemple, par Wathen et al. (1995), Wilcock (1997), Mao et Lenzi (2007). Lorsque la proportion d'une fraction de grains de diamètre i présente dans le charriage est la même que celle de la surface du lit, on peut parler de mobilité totale. Lorsque la proportion d'une fraction granulométrique donnée présente dans le charriage est inférieure à celle de la surface du lit, la mobilité peut être qualifiée de partielle.

Pour alimenter ces deux approches citées en exemple, une méthode peu coûteuse, en ce qui concerne à la fois le coût de l'instrument et l'effort de travail sur le terrain, est l'utilisation de traceurs tels qu'une zone de lit peinte (voir le résumé dans Hassan et Roy, 2016). Une zone représentative du lit est peinte et photographiée. Après un événement hydrologique, une photographie répétée de la zone initiale peut être prise et les grains peints entraînés peuvent éventuellement être localisés en aval et les distances de transport mesurées, ainsi que leur taille (par exemple, Brenna et al., 2019 ; Church et Hassan, 2002 ; Hassan et Ergenzinger, 2003 ; Mao et al., 2017 ; Vázquez-Tarrío et al., 2019a ; Vericat et al., 2008a, 2020). Cette méthode évite d'altérer l'imbrication et l'empilement naturels des grains sans limiter la taille du traceur.

Cependant, les grains peints mobilisés peuvent être transportés sur des distances variables et se déposer sur la face peinte vers le bas et/ou être enfouis par la suite, entraînant un faible taux de récupération. Par exemple, dans le contexte d'une rivière à éclusée générant une mobilité limitée (i.e. intensité et gamme de taille) notamment dans les fractions les plus fines (López et al. 2023), la mobilité de ces dernières vers l'aval, plus difficiles à détecter visuellement que les fractions grossières à grandes surfaces

peintes, peut par conséquent être mal caractérisée (taille et distance). De plus, le nombre de grains retrouvés par rapport au nombre de grains initialement peints n'est pas connu.

4.2. Les processus physiques de transport des sédiments

Les sédiments d'un cours d'eau sont susceptibles d'être mis en mouvement sous l'action des forces hydrodynamiques appliquées par l'écoulement et compte tenu de leur propre poids. L'entraînement et l'affouillement des graviers du lit d'un cours d'eau est un processus naturel associé au transport des sédiments. L'affouillement des particules de gravier à la surface du lit du cours d'eau se produit lorsque la contrainte de cisaillement produite par l'eau en mouvement est suffisante pour surmonter les forces qui s'opposent au mouvement de ces particules. La profondeur et la fréquence de l'affouillement sont déterminées dans une large mesure par des interactions complexes entre des facteurs tels que l'ampleur et la durée du débit de pointe, l'abondance et la distribution granulométrique des sédiments charriés, ainsi que l'abondance et la stabilité d'obstacles tels que les gros débris ligneux ou les seuils naturels de blocs. Les modifications de ces facteurs et leurs interactions dans l'espace et le temps se traduisent par des schémas hétérogènes d'affouillement, de transport et de dépôt de sédiments.

4.3. Les critères de mise en mouvement et la modélisation de la mobilité

La modélisation du transport solide fait appel à un nombre limité d'informations : le débit Q , la pente du lit S et le diamètre caractéristique D des substrats. Les approches sont basées sur deux équations :

- Le calcul de la contrainte grâce à une loi de frottement (force exercée par le fluide sur les grains).
- Le calcul du flux généré par cette contrainte à partir d'une loi de transport adaptée.

Shields (1936) a proposé une formule permettant de calculer la force tractrice nécessaire à la mise en mouvement d'une particule de diamètre donné ceci en fonction du rayon hydraulique et de la pente de la ligne d'énergie. Le nombre obtenu est appelé « nombre de Shields », noté τ^* ou θ :

$$\tau^* = \frac{\gamma_w \cdot R \cdot i}{(\gamma_s - \gamma_w) \cdot d}$$

R = rayon hydraulique ; i = pente de l'écoulement ; γ_s = poids volumique spécifique des grains solides $\gamma_s \approx 26$ à 27 kN/m³ ; γ_w = poids volumique de l'eau ($\gamma_w \approx 10$ kN/m³) ; d = diamètre du grain.

Dans 24 cours d'eau à lit de graviers des Montagnes Rocheuses, Andrews (1984) a rapporté que le seuil de mouvement des particules était atteint lorsque $tci = 0,046$. Lisle et al. (2000), dans une étude de six canaux naturels à lit de gravier, ont catégorisé la stabilité des lits en fonction de 3 gamme critère de Shields : (a) un lit stable lorsque $tci < 0,03$, (b) une mobilité partielle du lit lorsque $0,03 < tci < 0,06$, et (c) une mobilité totale $tci > 0,06$ ou environ deux fois la contrainte au moment du mouvement initial.

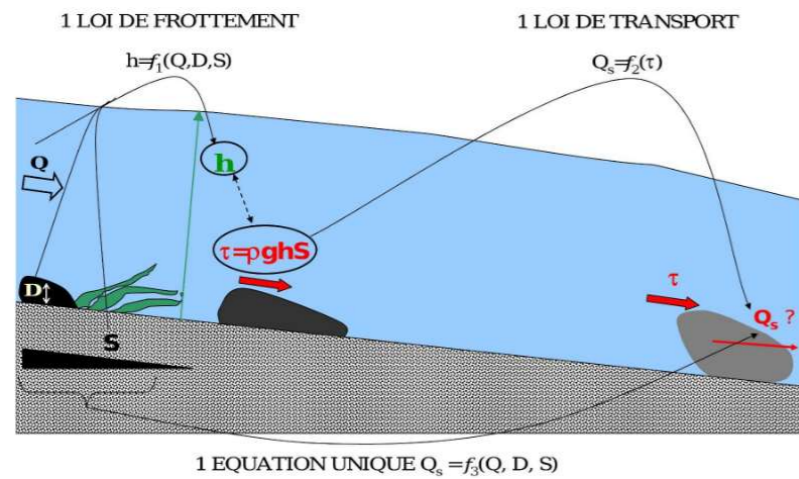


Figure 6 : Étapes de la modélisation du transport solide (avec ou sans calcul de la contrainte)(extrait de Recking, 2010).

4.4. La variabilité spatiale et temporelle de la mobilité des substrats

La mobilité des substrats présente une forte variabilité spatiale. Dans une étude avec des particules marquées dans 2 cours d'eau et pour 7 événements de crue, Hassan (1990) observe des phénomènes de mobilité et d'enfouissement des particules avec une forte variabilité spatiale et temporelle. Les profondeurs d'enfouissement ont varié de 10 à 70 cm sur un même site. Aucune différence entre les faciès n'a été observée dans les profondeurs d'enfouissement et/ou la mobilité des particules.

Le suivi de 2 zones de frayères de grands salmonidés au cours de plusieurs événements hydrologiques a montré une forte variabilité des dépôts et des érosions de matériaux sur les différents sites en fonction de l'intensité des débits de crue (Duncan et Ward, 1985).

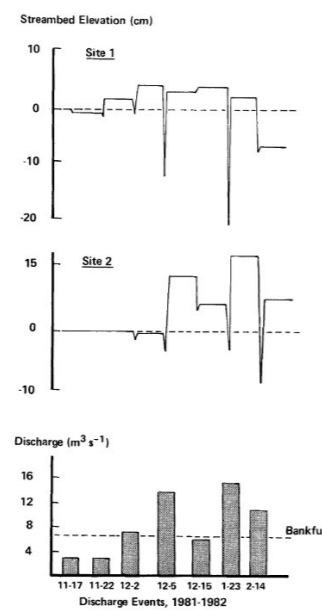


Figure 7 : Variation de l'altitude moyenne du lit du cours d'eau par rapport au débit de pointe sur 2 sites de frayères de salmonidés (in Duncan et Ward, 1985).

Dans un suivi de 5 années sur un ruisseau en Alaska, Sidle (1988) met également en évidence une forte variabilité spatiale des processus de dépôts et d'entraînement des sédiments grossiers avec un effet significatif des faciès d'écoulement (différences entre mouille et radier). Il montre qu'il existe un effet cumulé des événements hydrologiques et que la mobilité va dépendre à la fois de l'intensité de l'évènement mais également des caractéristiques des événements qui ont eu lieu avant.

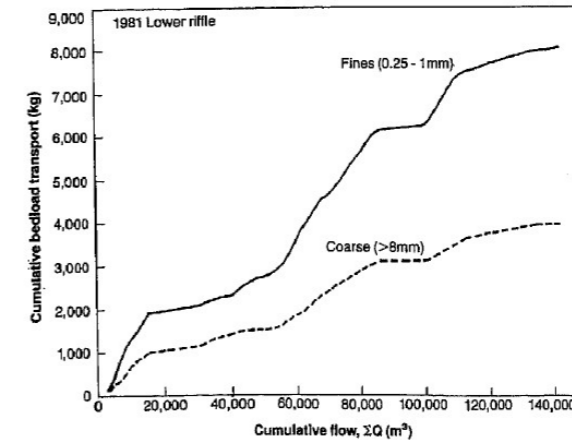


Figure 8 : Cumul des poids de matériaux transportés sur une saison en fonction du cumul des volumes d'eau écoulés (in Sidle, 1988).

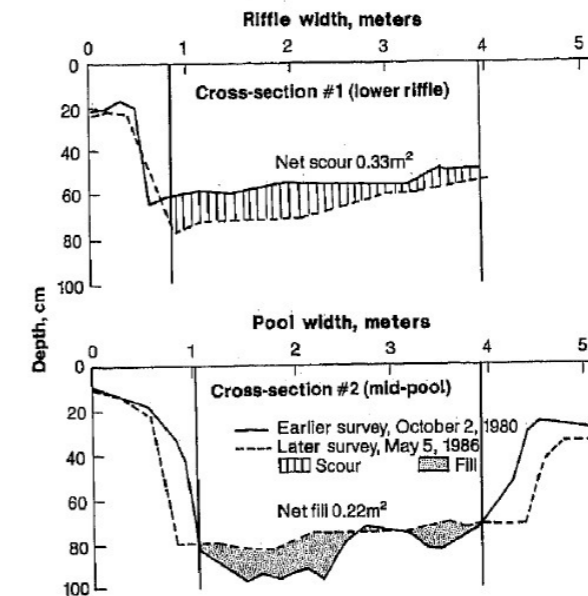


Figure 9 : Changement dans les profils altitudinaux sur une séquence radier/mouille (radier – section 1; mouille – section 2)(in Sidle, 1988).

5. Connaissances sur les conséquences biologiques de la mobilité des substrats.

5.1. Mobilité des substrats et instabilité des écosystèmes d'eau courante

La mobilité des substrats constitue un facteur majeur dans l'instabilité des conditions de vie des communautés aquatiques en relation avec l'instabilité hydrologique (Resch et al., 1988). En réponse, les systèmes lotiques sont façonnés en une mosaïque dynamique de conditions abiotiques et biotiques auxquelles les espèces, les populations et les communautés sont localement adaptées (Resh et al. 1988, Poff et Ward 1990, Allan 2004, Lytle et Poff 2004, Power et al. 2008). L'interaction entre le débit du cours d'eau et les substrats détermine la fréquence des perturbations, qui constitue un indicateur de la stabilité de l'habitat (Reice et al. 1990 ; Townsend et al. 1997) et de l'historique des perturbations (Effenberger et al. 2006 ; Woodward et al. 2015).

Lorsque les sédiments se déplacent, la perturbation des communautés benthiques est importante. Les invertébrés, les œufs de poissons en incubation et les algues fixées peuvent être arrachés, enterrés ou écrasés par les sédiments en mouvement, ce qui entraîne des déplacements, des blessures ou même la mort (Reice et al., 1990).

Les événements nécessaires pour déplacer les blocs rocheux sont généralement moins fréquents que ceux générant une mobilité des substrats de taille de particules intermédiaire (sable, graviers, petits galets). Par conséquent, ces habitats sont censés abriter des assemblages biologiques plus tolérants aux perturbations que les blocs (Reice et al. 1990).

5.2. Mobilité des substrats et destruction des frayères

Les impacts de la mobilité des substrats sur les frayères de poissons sont assez bien documentés (Kondolf et al., 1991 ; Schuett-Hames et al., 1996).

Les événements de mobilisation du lit qui se produisent alors que les œufs sont dans le gravier ou les débits élevés peu après l'émergence des alevins sont particulièrement préjudiciables aux populations de poissons (Warren et al., 2009).

La destruction des frayères lors de forts événements hydrologiques (crues) est fréquemment observée dans les rivières de montagne (Schuett-Hames, 1996 ; Milner et al., 2012; George et al., 2015). Les débits qui sont suffisamment importants pour mobiliser les sédiments fins et grossiers sur le lit du cours d'eau pendant la période où les œufs et les alevins incubent dans le gravier peuvent potentiellement affouiller ou enterrer les nids, réduisant ainsi les taux de survie pendant l'incubation (Holtby and Healey 1986; Hartman et Scrivener 1990).

Dans une rivière relativement pentue et à dominante de blocs de la Sierra Nevada, Kondolf et al. (1991) observent de fortes variabilités dans la destruction des pontes de truites communes. Lors d'une année humide, 100% des pontes ont été détruites avec la mobilité des substrats lors des forts débits alors que lors d'une année sèche, aucune des frayères n'a été détruite. Tripp et Poulin (1986) ont montré que, suite à des exploitations forestières intensives générant une forte augmentation des pics de crue, de 45 à 86% des frayères de saumons du pacifique pouvaient être détruites par un charriage excessif des substrats.

May et al. (2009) observent une mobilité des zones de frayères de saumons du Pacifique lors de crues artificielles et naturelles en aval d'un grand barrage sur la Trinity River (largeur 48 m, pente 0.2%). La mobilité des substrats caractérisées par les surfaces ainsi que les profondeurs de sédiments remaniés varie fortement en fonction du débit et du positionnement des zones de frayères. Des mobilités de 30 à 40 cm d'épaisseurs de petits galets-graviers sont observées pour les plus forts débits (200 à 340 m³/s). Ils corréleront la mobilité de galets marqués (diamètre médian de 64 mm) avec la valeur du critère de Shield modélisé sur différentes zones de frayères.

Ces niveaux de débit peuvent varier de 60 à 90 % du débit de plain bord, avec un intervalle de récurrence d'environ quatre mois.

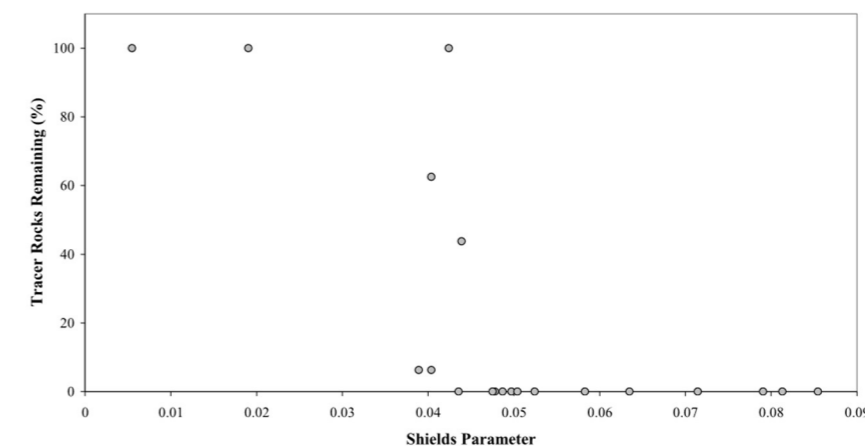


Figure 10 : Mobilité observée de galets marqués en fonction du critère de Shield modélisé sur différentes frayères pour un débit de 242 m³/s (in May et al., 2009).

Dans de petites rivières de Pennsylvanie (largeur moyenne 4 m), un suivi avant et après des crues de fréquence supérieure à la décennale a permis de quantifier une réduction de 50% de la surface favorable à la reproduction des salmonidés (SGF passant de 14 à 7% de la surface mouillée (Carline et al., 2003)).

La mobilité des lits est notamment considérée comme l'un des facteurs pouvant expliquer la distribution des salmonidés dans certains bassins versant (Montgomery et al., 1999). Delacoste (1999) a montré que dans les Pyrénées centrales, les limites altitudinales de distribution de la truite commune était assez fortement liée au type de substrat. Dans les bassins versants à dominante schisteuse avec des substrats très mobiles, les populations de truites ne se développaient pas au-delà de 1600 m d'altitude tandis que dans les bassins granitiques, la limite de distribution pouvait dépasser 2000 m.

La mobilité des substrats de frayères peut évoluer au cours du temps. Le travail de la femelle lors de l'enfouissement des œufs modifie fortement la structure des substrats en réduisant le pourcentage de sédiments fins (Kondolf et al., 1993). Au cours de l'incubation, le dépôt de sédiments fins peut modifier la structure des substrats et donc leur mobilité (Kondolf, 2000).

Plusieurs études ont montré que la période et le choix des zones de frayères chez les salmonidés pouvaient être interprétés comme une adaptation aux risques des mobilités des substrats notamment dans les cours d'eau à fortes pentes (Montgomery et al., 1999).

Holtby et Healey (1986) ont montré que la survie des œufs de saumons du Pacifique était directement corrélée à leur profondeur d'enfouissement et que par voie de conséquence le charriage et la mobilité des substrats expliquaient la variabilité inter-annuelle du recrutement en alevins.

L'impact des éclusées n'est pas directement du même ordre. Il se traduira plutôt par une déstructuration légère mais très fréquente des substrats pouvant éventuellement conduire à la remise en suspension



des œufs enfouis. Les effets seront variables selon le comportement de ponte des poissons. Pour les espèces enfouissant leurs œufs à plusieurs cm de profondeur (salmonidés (6 à 25 cm, DeVries, 1997)) ; hotu (5 à 20 cm, Duerregger et al., 2018) ; barbeau, (20-30 cm, Hancock et al., 1976; Baras, 1994)), l'impact de la mobilité du substrat ne sera pas le même que pour les espèces comme la vandoise déposant leurs œufs à la surface du substrat (Kennedy, 1969).

5.3. Monitoring des impacts de la mobilité des substrats sur les pontes

Tripp et Poulin (1986) utilisent des indicateurs d'excavation des poches d'œufs constitués par 8 balles de golf en plastique perforées de 4 cm, attachées ensemble sur une ligne de mono-filament de 1,5 m de long.

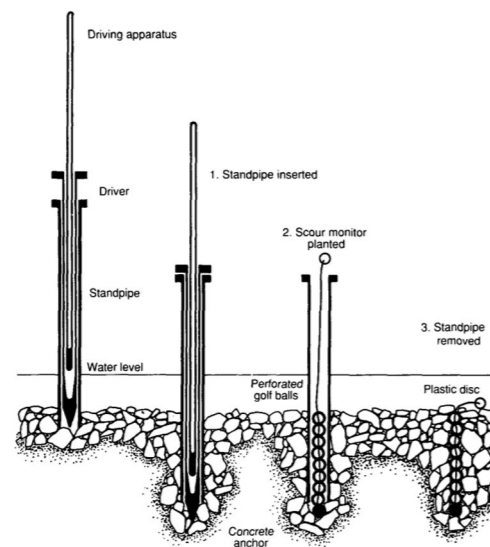


Figure 11 : Schéma de la procédure d'implantation des indicateurs d'affouillement des poches d'œufs (in Tripp et Poulin (1986)).

Schuett-Hames et al. (1999) proposent une méthodologie de suivi des excavations de poches d'œufs de salmonidés présentes dans des frayères basée sur le même dispositif d'indicateurs que Tripp et Poulin couplée avec des suivis d'altitude des fonds sur les zones de frayères.

5.4. Autres conséquences biologiques de la mobilité des substrats

Le remaniement du substrat conduit également à une dérive forcée des invertébrés (Milner et al., 1981 ; Downes et al., 1998). Gibbins et al. (2007) ont constaté qu'une contrainte de cisaillement dépassant 9 dynes cm⁻², constituait un seuil entraînant un transport par charriage à partir des plaques et une densité de dérive de larves de 56 individus min⁻¹. Dans une expérimentation conduite sur 2 ruisseaux pentus au Japon, Yoshimura (2019) observé une réduction de 50% du nombre de taxons et d'un facteur 6 à 10 des densités d'invertébrés après un remaniement mécanique de la couche de surface du substrat.

Death et Zimmerman (2005) ont rapporté que les mouvements de pierres sous un couvert riverain ouvert diminuaient la biomasse algale, entraînant une réduction des populations d'invertébrés benthiques.

Les différentes études sur l'impact de la mobilité des substrats sur les invertébrés insistent sur les fortes capacités de recolonisation de nombreux taxons. De même, un plus grand nombre de refuges dans le cours d'eau améliore la récupération des invertébrés benthiques après une perturbation sur une courte période (Gjerløv et al. 2003, Rosser et Pearson 2018).

6. Bilan des connaissances sur la mobilité des substrats soumis à des régimes d'éclusées

Cette thématique est actuellement encore assez peu étudiée. En dehors des modifications morphologiques induites par la présence des barrages et les changements dans la saisonnalité des débits, les éclusées sont susceptibles de générer des effets sur le transport sédimentaire. Les débits maximums d'éclusées peuvent induire une mobilité plus ou moins importante de certaines fractions granulométriques.

Les travaux spécifiques aux relations entre les régimes d'éclusée et les sédiments sont assez peu nombreux et portent surtout sur la reproduction des poissons et la problématique du colmatage par les sédiments fins (Hauer et al., 2019).

En 1939, Vibert (1939a, 1939b) faisait mention, sur la basse rivière d'Ain, de forts mais courts déplacements de sable et de graviers qui comblaient les faciès profonds suite aux éclusées. Mais ce sont les 1^{ères} études en Espagne qui ont mis en évidence des impacts des éclusées sur la mobilité des substrats. Sur la rivière Cinca, le suivi de placettes peintes de substrat alluvial (D_{50} : 4-7 cm, D_{84} : 9-15 cm) a montré que la mobilité dans le tronçon soumis à des éclusées était significative pour les fractions de 3 à 11 mm et qu'elle était moins importante pour les fractions supérieures à 20 mm (Lopez et al., 2020). Sur une autre rivière espagnole, la Noguera Pallaresa, Vericat et al. (2020) ont suivi des particules par Pit-tag (D_{50} de 90 mm) et des placettes peintes (D_{50} de 9-18 mm) pendant des éclusées. La mobilité des particules de moins de 30 mm était importante pour un déplacement généralement inférieur à 10 m. Un suivi de 188 petits galets (D_{84} : 46 mm) sur 4 sites de la rivière Vicdessos dans les Pyrénées soumis à des éclusées de 16 m³/s (2 x module) a permis de détecter des mouvements pour 16.5% des particules avec des distances médianes de déplacements de 4 m (Baran et al., 2017; Baran et al., 2025). Dans cette expérimentation, à la différence de celles de Vericat et al. (ibidem), les galets marqués ont été positionnés sur des zones favorables à la reproduction de la truite commune alors que sur la Noguera, ils ont été installés le long de transects transversaux. Spiller et al. (2014) étudient en laboratoire les forces s'exerçant sur un galet pour 3 gradients différents de hausse de débits. Ils montrent que la valeur des gradients influence le déplacement des particules. Les galets se déplacent plus pour les gradients les plus élevés. Les auteurs concluent que les phases instationnaires des éclusées ont des impacts spécifiques sur le transport de matériaux.

En 2021 et 2022, des suivis ont été conduits sur le Verdon en aval de Chaudanne sur la base de particules marquées (entre 0.5 cm et 3 cm) et de plaques d'impacts lors d'une éclusée de 20 à 43 m³/s. Des mouvements de surface de substrats ont été détectés de quelques centimètres à plusieurs mètres pour les plus forts débits (Figure 12, Figure 13). La précision des mesures a permis de démontrer que ces mouvements de surface étaient directement associés à l'augmentation de l'intensité des débits avec un pivot vraisemblablement situé entre 30 m³/s (15-20% de frayères concernées par la mobilité) et 40 m³/s (40 à 50% de frayères concernées) (VEODIS 3D, 2022 et 2023). Cette augmentation de la mobilité de surface n'est, par ailleurs pas seulement liée au débit mais également à la position de la frayère dans l'espace. Celles se trouvant en aval d'abris hydrauliques (protection derrière un bloc par exemple) n'ont connu aucune ou faible mobilité de surface quel que soit le débit. Enfin, des mesures topographiques ont montré une érosion nulle ou égale à la taille d'une particule pour les débits inférieurs à 30 m³/s. Pour les débits les plus forts, l'érosion a été de l'ordre de 0.5 à 6 cm sur les des dômes des frayères actives de truites. Ces érosions ont concerné 20 à 30% des frayères, avec des remises en cause plus ou moins forte de la structuration des nids. Les résultats ont montré une forte dépendance au débit mais également au contexte morphologique dans laquelle s'inscrivent les frayères.

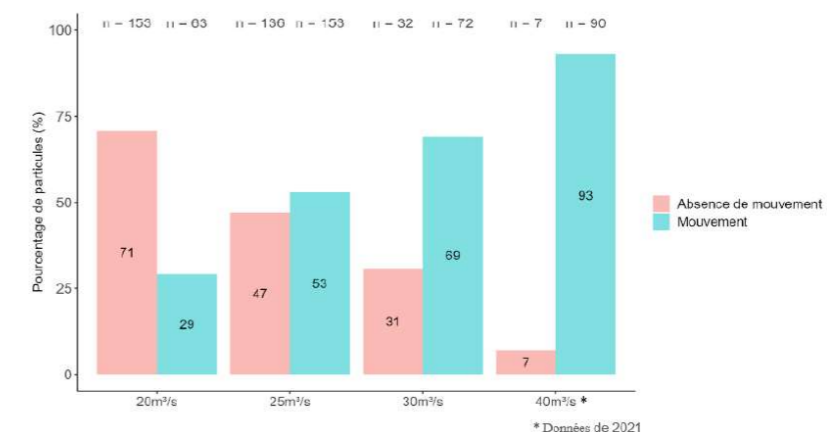


Figure 12 : Pourcentages des particules mobiles et non-mobiles en fonction du débit (in VEODIS 3D., 2023).

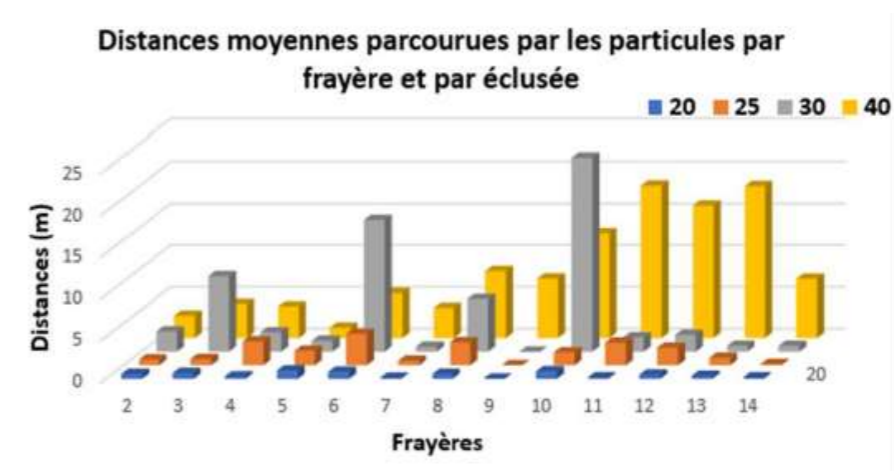


Figure 13 : Distances moyennes parcourues par les particules par frayères et par éclusée.

Sur une rivière des Ardennes Belge (la Warche), Fraudin et al. (2023) ont suivi la mobilité des substrats à l'aide de traceurs marqués et de plaques d'impact sur une durée de 4 mois avec des éclusées de 10 m³/s (débit de plein bord soit 5 x module). A la fin du suivi, 75% des particules marquées ce sont déplacées et 45% ont effectué des déplacements de plus de 10 m. Les auteurs montrent un effet cumulé des éclusées avec des mouvements réduits au cours des 1^{ères} éclusées (44h) puis des mouvements de plus en plus importants au fur et à mesure de l'augmentation du nombre d'éclusées. Le suivi par les plaques d'impacts a révélé également des mouvements de particules à chacune des éclusées.

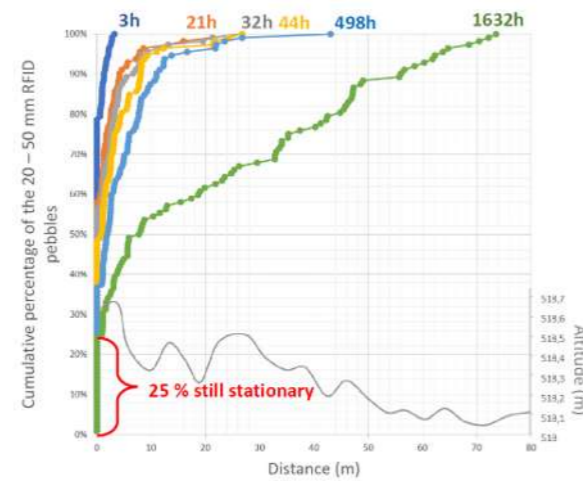


Figure 14 : Distances parcourues par les particules marquées au cours de 6 campagnes de suivi cumulant de 3 à 1632 h d'éclusées à 10 m³/s (in Fraudin et al., 2023).

Plus récemment, Ville (2024) a conduit des suivis sur 4 stations de la rivière Esera en Espagne en aval de restitutions d'usines hydroélectriques fonctionnant par éclusées. Elle montre que des débits d'éclusée de 20 m³/s (1.25 x module) peuvent générer des mouvements de particules de 34 mm et moins sur 1 des 4 stations (le site le plus pentu). Pour les autres stations, les seuils de mobilité sont beaucoup plus élevés (35 à 40 m³/s pour les mêmes particules <34 mm).

Contrairement aux crues très intenses, la mobilité des substrats lors des éclusées n'affecte qu'une petite partie des fonds.

Au-delà de la mobilité des substrats, les hausses de débits et notamment les éclusées génèrent une répétition de conditions hydrauliques qui peuvent impacter les communautés biologiques du périphyton vivant fixées sur les substrats comme les diatomées ou les algues filamenteuses (Bondar-Kunze et al., 2016). L'augmentation brutale des contraintes de cisaillement provoque un arrachage des diatomées et par voie de conséquence une réduction des biomasses.



BIBLIOGRAPHIE

- Allan J.D. 1975. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56:1040-1053.
- Allan J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:257–284.
- Andrews E.D., 1984. Bed-material entrainment and hydraulic geometry of gravel-bed rivers in Colorado, *Geol. Soc. Am. Bull.*, 95, 371–378.
- Allan J.C, Hart R., Tranquili J.V., 2006. The use of Passive Integrated Transponder (PIT) tags to trace cobble transport in a mixed sand-and-gravel beach on the high-energy Oregon coast, USA. *Marine Geology* 232(1-2), 63–86.
- Baran P., 2018. Caractérisation des risques écomorphologiques associés au fonctionnement par éclusée des masses d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse – Synthèse. Rapport ECOGEA E170723 pour AERMC, 63p.
- Baran P., Cornu V., Lagarrigue T., Chefson M., Menessier J.M., 2017. Suivi de la mobilité des substrats de frayères de truites dans le Vicdessos. Arrêt de l'usine de Sabart. Rapport ECOGEA pour EDF-CIH, 40p.
- Baran P., Garmendia L., Timbal B., Gerente P., 2025. Approche combinant analyse de risques environnementaux, suivis écologiques et concertation afin de réduire des impacts d'éclusées sur une population de truite commune. *Hydroécol. Appl.* Tome 25, 1.
- Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U., 2012, Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution. Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203: 127 p.
- Bejarano M.D., Sordo-Ward A., Alonso C. Nilsson C., 2017. Characterizing effects of hydropower plants on sub-daily flow regimes. *Journal of Hydrology* 550, 186 – 200.
- Bieri M, Schleiss A.J., 2011. Modelling and analysis of hydropeaking in alpine catchments equipped with complex hydropower schemes. *Proceedings of the 34th International Association for Hydro-Environment Engineering and Research World Congress Inc.*, 2752–2759.
- Bond N.R., Downes B.J., 2000. Flow-related disturbance in streams: an experimental test of the role of rock movement in reducing macroinvertebrate population densities. *Marine and Freshwater Research*, 51, 333–337.
- Bond N.R., Downes B.J., 2003. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology*, 48, 455–465.
- Buffington, J.M., and Montgomery, D.R. 1999a. Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resour. Res.* 35: 3507–3522.
- Buffington, J.M., and Montgomery, D.R. 1999b. Effects of sediment supply on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resour. Res.* 35: 3523–3530.
- Camenen B., Le Coz J., Paquier A., Lagouy M., 2010. An estimation of gravel mobility over an alpine river gravel bar (Arc en Maurienne, France) using PIT-tag tracers. *River Flow 2010 - Dittrich, Koll, Aberle & Geisenhainer (eds)*.
- Cardinale B.J., Palmer M.A., Swan C.M., Brooks S., LeRoy Poff N., 2002, The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* 83, 412–422.
- Carling P.A., 1992. In-stream hydraulics and sediment transport. In: *The Rivers Handbook* (Eds P. Calow & G.E. Petts), pp. 101–125. Blackwell, Oxford.
- Carline R.F., McCullough B.J., 2003. Effects of Floods on Brook Trout Populations in the Monongahela National Forest, West Virginia, *Transactions of the American Fisheries Society*, 132:5, 1014-1020,
- Cornu V., 2015. Mesures de réduction de l'impact des éclusées sur l'écosystème aval. Synthèse bibliographique des travaux menés à l'étranger. Rapport EDF LHNE-ONEMA, 68p.
- Cummins K.W., Lauff G.H., 1969, The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia* 34, 145–181.
- Courret D., 2014. Problématique des impacts de la gestion par éclusées des aménagements hydroélectriques sur les populations de poissons : caractérisation des régimes d'éclusées et du niveau de perturbation hydrologique. Thèse INP Toulouse, 218p.
- Courret, D., Baran, P., Larinier, M., 2021. An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking. *Journal of Ecohydraulics*, 6(2), 139–156.
- Delacoste M., 1995 : Analyse de la variabilité spatiale de la reproduction de la truite commune (*Salmo trutta* L.). Etude à l'échelle du micro et du macrohabitat dans 6 rivières des Pyrénées centrales. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 127 p.
- Delacoste M., Baran P., Lascaux J.M., Segura G., Belaud A., 1995 : Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 337-339, 345–353.
- Death R.G., Winterbourn M.J., 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology*, 76, 1446–1460.
- Death R.G., Zimmermann E.M., 2005. Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity. *Oikos*. 111:392–402.
- Dietze M., Losee J., Polvi L.E., Palm D., 2020. A seismic monitoring approach to detect and quantify river sediment mobilisation by steelhead redd-building activity. *Earth Surface Processes and Landforms*,
- Downes B.J., Lake P.S., Glaister A., Webb A., 1998. Scales and frequencies of disturbances: rock size, bed packing and variation among upland streams. *Freshwater Biology*, 40, 625–639.
- Duncan, S.H., Ward W. 1985. A technique for measuring scour and fill of salmon spawning riffles in headwater streams. *Water Resources Bulletin* 21(3):507-511.
- Effenberger M., Sailer G., Townsend C.R., Matthaei C.D., 2006. Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. *Freshw Biol.* 51:312–332.
- Evrard M., Micha J.-C., 1995. Relation entre la diversité du substrat et la diversité faunistique dans un bief belge de la rivière Meuse. *Annls Limnol.* 31, 93–103.
- Fraudin C., Van Campenhout J., Petit F., Houbrechts G., 2023. Impacts of hydraulic releases from a hydroelectric power plant on bedload velocity and bed alteration in the Warche River (Belgium). *International conference on Fluvial Sedimentology*, Italy.
- Garcia, M. (ed), 2008. *Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice*. American Society of Civil Engineers, Reston, VA. DOI:10.1061/9780784408148.
- Gjerløv C., Hildrew A.G., Jones J.I., 2003. Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory. *J N Am Benthol Soc.* 22:207–223.
- Gibbins, C., Vericat, D. and Batalla, R.J., 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biol.* 52, 2369–2384.
- Gregory M.B., 2007. Microhabitat preferences by aquatic invertebrates. Influence bioassessment metrics in piedmont streams of Georgia and Alabama. *Proceedings of the 2005 Georgia Water Resources Conference*, University of Georgia, Hatcher K.J. (éd.), Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia.
- Greig, S. M., Sear D. A, Carling P.A., 2007. A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos, *Hydrol. Processes*, 21(3), 323–334, doi:10.1002/hyp.6188.



- Greimel, F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S., 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30:2063–2078.
- Giberson D.J., Caissie D., 1998. Stream habitat hydraulics: interannual variability in three reaches of Catamaran Brook, New Brunswick. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 485–494.
- Habersack, H. 2001. Radio-tracking gravel particles in a large braided river in New-Zealand: a field test of the stochastic theory of bed load transport proposed by Einstein. *Hydrological Processes* 15, 377–391.
- Hallot E., Houbrechts G., Mols J., Levecq Y., Petit F., 2007. Techniques de marquage de la charge de fond des rivières. Communication poster Colloque : La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique.
- Hassan M.A., 1990. Scour, fill, and burial depth of coarse material in gravel bed streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 15:341-356
- Hastie L.C., Boon P.J., Young M.R., Way S., 2001. The effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population. *Biological Conservation* 98, 107–115.
- Hartman G. F., Scrivener J. C., 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 223.
- Hauer C., Holzapfel P., Tonolla D., Habersack H.T., Zolezzi G., 2019. In situ measurements of fine sediment infiltration (FSI) in gravel-bed rivers with a hydropeaking flow regime *Earth Surf. Process. Landforms* 44, 433–448.
- Holtby L. B., Healey M. C., 1986. Selection for adult size in female soho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1946-1959.
- Hunter MA., 1992. *Hydropower Flow Fluctuations and Salmonids: A Review of the Biological Effects, Mechanical Causes and Options for Mitigation*. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Jowett I.G., Richardson J., Biggs B.J., Hickey C.W., Quinn J.M., 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium* spp. Habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25, 187–199.
- Keith P., Allardi J., 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels* 47, 387 p.
- Kondolf G.M., 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 129(1), 262–281.
- Kondolf G.M., Cad, G.F., Sale M.J., Felando T., 1991. Distribution and Stability of Potential Salmonid Spawning Gravels in Steep Boulder-Bed Streams of the Eastern Sierra Nevada. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(2), 177–186.
- Kondolf G.M., Sale M.J., Wolman M.G., 1993. Modification of fluvial gravel size by spawning salmonids, *Water Resour. Res.*, 29(7), 2265–2274,
- Lamarre H., MacVicar B., Roy A.G., 2005. Using Passive Integrated Transponder (PIT) tags to investigate sediment transport in gravel-bed rivers. *J. Sediment. Res.* 75 (4).
- Lisle T., Nelson J. M., Pitlick J., Madej M., Barkett B. L., 2000. Variability of bed mobility in natural, gravel-bed channels and adjustments to sediment load at local and reach scales, *Water Resour. Res.*, 36, 3743–3755.
- López R., Ville F., Garcia C., Batalla R. J., Vericat D., 2023. Bed-material entrainment in a mountain river affected by hydropeaking. *Science of the Total Environment* 856.
- Lytle D.A., Poff N.L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution* 19:94–100.
- Magee J. P., T. McMahon E., Thurow R.F., 1996. Spatial variation in spawning habitat of cutthroat trout in a sediment-rich stream basin. *Transactions of the American Fisheries Society* 125:768–779.
- Malavoi J.R., Garnier C.C., Landon N., Recking A., Baran P., 2011. *Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière*. Onema. 216 pages.
- Mann R.H.K., 1996. Environmental requirements of European non-salmonids fish in rivers. *Hydrobiologia* 323, 223–235.
- Matthaei C.D., Arbuckle C.J., Townsend C.R., 2000. Stable surface stones as refugia for invertebrates during disturbance in a New Zealand stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 82–93.
- May C.L., Pryor B., Lisle T. E., Lang M., 2009. Coupling hydrodynamic modeling and empirical measures of bed mobility to predict the risk of scour and fill of salmon redds in a large regulated river, *Water Resour. Res.*, 45.
- Meile T., Boillat J.L., Schleiss A.J., 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat Sci* 73(1):171–182.
- Michler L., Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Carozza J.M., 2016. Dynamique de la charge de fond de l'Argent Double (affluent de rive gauche de l'Aude, France du Sud) : approche croisée « technologie RFID / modélisation numérique du transport solide. *Bulletin de la Société Géographique de Liège [En ligne]*, 67 (2016/2) - Dynamique fluviale.
- Milner N.J., Scullion J., Carling P.A., Crisp D.T., 1981. The effects of discharge on sediment dynamics and consequent effects on invertebrates and salmonids in upland rivers. *Advances in Applied Biology*, 6, 153–220.
- Montgomery D.R., Buffington J.M., Peterson N., Schuett-Hames D., Quinn T.P., 1996. Stream-bed scour, egg burial depths, and the influence of salmonid spawning on bed surface mobility and embryo survival, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53(5).
- Moog O., Neseemann H., Ofenböck T., Stunder C., 1998. The freshwater pearl mussel in Austria: Fundamental conservation measures for an endangered species. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 26, 2438–2443.
- Nicholls R.J., Wright P., 1991. Longshore transport of pebbles: experimental estimates of K. In: Kraus, N.C., Gingerich, K.J., Kriebel, D.L. (Eds.), *Coastal Sediments '91—Volume I and II*. ASCE, Seattle, Washington, pp. 920–933.
- Poff N.L., Ward J.V., 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14:629–645.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B. et al., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Biosciences*, vol 47, 11, 769-784.
- Power M.E., Parker M.S., Dietrich W.E., 2008. Seasonal reassembly of a river food web: floods, droughts, and impacts of fish. *Ecological Monographs* 78:263–282.
- Rainato R., Picco L., Oss Cazzador D., Mao L., 2018. Bedload transport in a steep alpine stream: Assessment of sediment mobility and virtual velocity using the bedload tracking. *E3S Web of Conferences*, 40(), 0202.
- Raleigh R.F., Zuckerman L.D., Nelson P.C., 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout, revised. *U.S. Fish Wildl. Servo Biol. Rep.* 82(10.124). 65 pp.
- Reice S.R., Wissmar R.C., Naiman R.J., 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Environ Manag.* 14:647–659.
- Reicking A., 2010. *Evaluation des formules de transport solide en rivière avec prise en compte de l'échelle temporelle*. Rapport final - PGRN 2008 - Evaluation des formules de transport solide en rivière avec prise en compte de l'échelle temporelle, 41p.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B., Wissman R.C., 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7:433–455.



Rollet A.J., Macvicar B., Piegay H.; Roy A., 2008. L'utilisation de transpondeurs passifs pour l'estimation du transport sédimentaire : premiers retours d'expérience. *La Houille Blanche*, (4), 110–116.

Rosser Z.C., Pearson R.G., 2018. Hydrology, hydraulics and scale influence macroinvertebrate responses to disturbance in tropical streams. *J Freshwater Ecol.* 33:1–17.

Sauterleute J., Charmasson J., 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environ Model Softw.* 55:266–278.

Schuett-Hames D., Conrad B., Pleus A., Lautz K. 1996. Literature review § monitoring recommendations for salmonid spawning gravel scour. Technical Report - TFW-AM-9-96-001.

Schuett-Hame, D.R., Conrad A.E., Pleus Lautz K., 1999. TFW Monitoring Program method manual for the salmonid spawning gravel scour survey. Prepared for the Washington State Dept. of Natural Resources under the Timber, Fish, and Wildlife Agreement. TFW-AM9-99-008. DNR # 110

Shen Y., Diplas P., 2010. Modeling unsteady flow characteristics of hydropeaking operation and their implication on fish habitat. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE/December 2010*, 1053-1066.

Shields A., 1936. Anwendung der Aehnlichkeitsmechanik und der turbulenzforschung auf die geschiebebewegung, Technischen Hochschule, Berlin.

Spindler T., Wintersberger H., Medgyesy N., Mark W., 2002. Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer, Band I. Edité par le Tiroler Fischereiverband, Innsbruck, 124 p.

Standford J.A., Ward J.V., 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335, 64–66.

Statzner B., Holm T.F., 1982. Morphological Adaptations of Benthic Invertebrates to Stream Flow – An Old Question Studied by Means of a New Technique (Laser Doppler Anemometry). *Oecologia* 53, 290–292.

Statzner B., Holm T.F., 1989. Morphological adaptation of shape to flow: microcurrents around lotic macroinvertebrates with known Reynolds numbers at quasi-natural flow conditions. *Oecologia* 78, 145–157.

Strommer J.L., Smock L.A., 2006 : Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sandy substrate of a low-gradient headwater stream. *Freshwater Biology* 22, 263–274.

Tripp D., Poulin Y.A., 1986. The effects of logging and mass wasting on salmonid spawning habitat in streams on the Queen Charlotte Islands. Land Mngt Report No. 50. British Columbia Ministry of Forests and Lands. Vancouver.

Townsend C.R., Scarsbrook M.R., Doledec S., 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *J N Am Benth Soc.* 16:531–544.

Vázquez-Tarrío, D., Recking, A., Liébault, F., Tal M., Menéndez-Duarte, R. 2018. Particle transport in gravel-bed rivers: revisiting passive tracer data. *Earth Surface Processes and Landforms*,

Vericat D., Ville F., Palau-Ibars A., Batalla R.J., 2020. Effects of Hydropeaking on Bed Mobility: Evidence from a Pyrenean River. *Water*, 12, 178.

Véodis-3D, 2022. Suivi de l'évolution de frayères sur le Verdon pendant une éclusée en aval du barrage de Chaudanne, année 2022. Rapport VEODIS 3D pour EDF 48p.

Véodis-3D, 2023. Suivi de l'évolution de frayères sur le Verdon pendant une éclusée en aval du barrage de Chaudanne, année 2023. Rapport VEODIS 3D pour EDF, 227p.

Vibert R., 1939a. Répercussions piscicoles du fonctionnement par éclusées des usines hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* N°117 p. 109-113.

Vibert R., 1939b. Répercussions piscicoles du fonctionnement par éclusées des usines hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* N°117 p. 137-155.

Ville F., 2024. Morpho-sedimentary dynamics of mountain rivers affected by hydropeaks. PhD thesis, University of Lleida, <http://hdl.handle.net/10803/691035>.

Warren D.R., Ernst A.G., Baldigo B.P., 2009. Influence of spring floods on year-class strength of fall- and spring- spawning salmonids in Catskill Mountain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138, 200–210.

Williams D.D., Mundie J.H., 1978 : Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1030–1033.

Yoshimura M., 2019. The effect of substrate disturbance on benthic invertebrates in old-growth broad-leaved forest and planted conifer forest basin streams in Japan, *Inland Waters*, DOI: 10.1080/20442041.2019.1599648

Young P.S., Cech J.J., Thompson L.C., 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes : a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research need. *Rev. Fish Biol. Fisheries*, 21 : 713-131.

Zolezzi G, Siviglia A, Toffolon M, Maiolini B. 2011. Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4(4): 564–576.